

L'attivazione di un sistema informativo territoriale per i terreni del Parco di Migliarino, San Rossore, Massaciuccoli - <i>D. Accogli, G. Arrivabene, R. Barsanti, P. Belloni, E. Bonari, S. Benvenuti, A. Coli, M. Ginanni, L. Gorreri, P. Lotti, E. Moscheri, S. Pampana, D. Piccofino, R. Risaliti, N. Silvestri, L. Valentini</i>	625
Un modello per la ricostruzione di dati pluviometrici mancanti - <i>S. Bordignon, C. Gaetan, C. Pattaro</i>	637
Un possibile impiego della geostatistica in agricoltura per la costruzione di carte tematiche territoriali - <i>S. Rigatti Luchini, A. Schiavon, M.C. Mason</i>	647

Appendice - Tavole a colori

Tav. 1-28

659-686

EDIZIONE A CURA DEL COMITATO ISNP
Via della Navicella, 2/4 - 00184 Roma
Tel. 06-7005413, Fax 06-7005711

Registrato presso il Tribunale di Roma
il 07/04/1998 al n. 00138/98

PERIODICO TRIMESTRALE
ISSN - 0390-4865

Direttore Responsabile
Prof. Paolo Sequi

Direttore Editoriale
Dr.ssa Rosa Francaviglia

Direttore Grafica e Impaginazione
Dr. Giampietro Diana

Collaborazione alla Grafica
Sig. Antonio Gratta

Segretario di Redazione
Sig. Filippo Ilardi

Stampa
Delta Grafica s.r.l. - Via G. Pastore, 9
06012 Città di Castello (PG)
Finito di stampare nel settembre 2000

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 arua@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 e Segreteria: 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; r.francaviglia@isnp.it

Sito: <http://www.siss.isnp.it>

Solo Tere



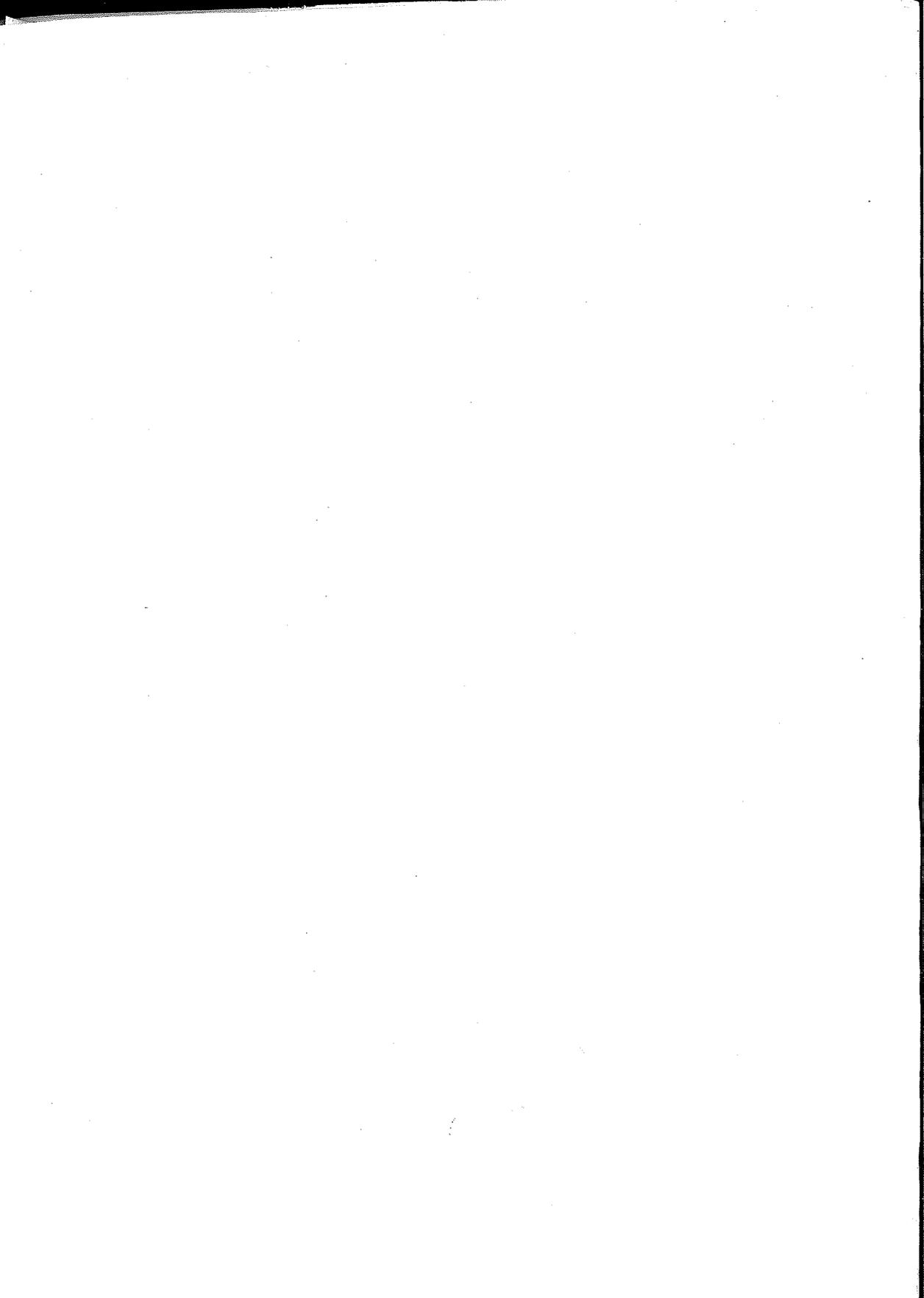
Bollettino

della Società Italiana

della Scienza del Suolo

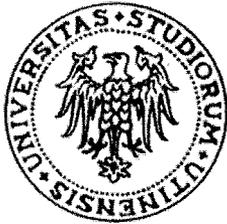
Volume 49

No. 3 2000



CONVEGNO

Strumenti informatici e statistici per la valutazione delle risorse agroambientali



Università degli
Studi di Udine
Facoltà di Agraria

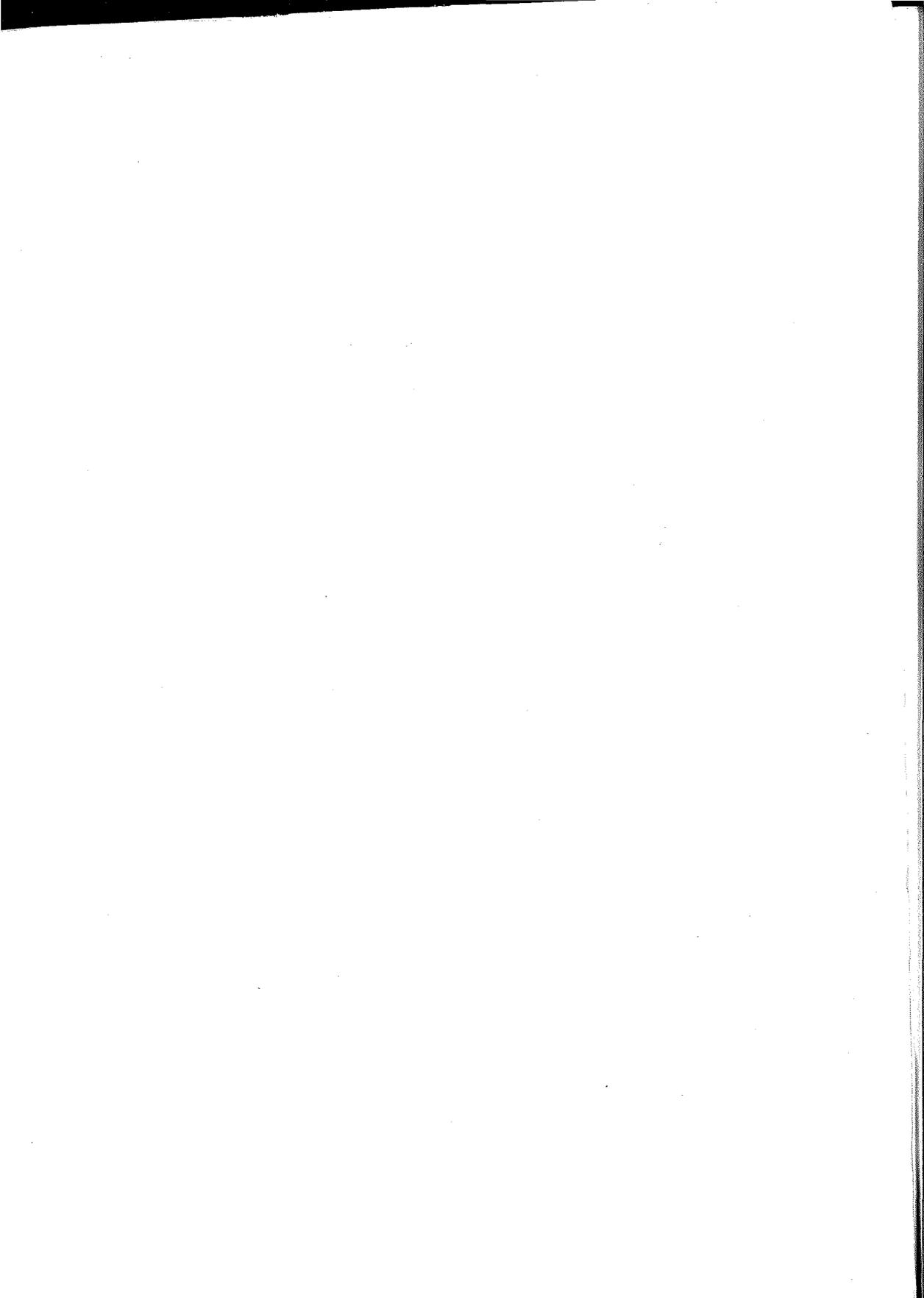


Società Italiana della
Scienza del Suolo



Progetto
Finalizzato
PANDA

Palazzo Florio, Sala delle Colonne
Udine, 24-25 Novembre 1999



*“DURA LEX, SED LEX”. I DIFFICILI RAPPORTI TRA
CITTADINO E LEGISLATORE VISTI DAL GIURISTA:
IL CASO DEL D.LGS. 152/99*

Alberta Leonarda Vergine

Facoltà di Giurisprudenza - Università degli Studi di Pavia

*“E’ massimamente ingiusto vincolare
gli uomini attraverso leggi che sono
troppo numerose per poter essere let-
te tutte quante da cima a fondo e trop-
po poco chiare da non poter essere
comprese da tutti”*

Tommaso Moro

Utopia: de optimo reipublicae statu, 1516

Gesualdo Bufalino, autore da me amatissimo, diceva che per tenere attenta una platea per più di dieci minuti, bisogna parlare di un argomento completamente diverso da quello preannunciato.

Non seguirò alla lettera il sagace suggerimento, temo, tuttavia, che andrò un po’... fuori tema.

Del resto, mi adatto al ruolo; io, qui, infatti, un po’ fuori posto lo sono. Ho dovuto chiedere una consulenza specialistica per capire su cosa vertesse in effetti il convegno.

Anche se non deve poi stupire troppo se la relazione d’apertura di un incontro organizzato dalla Facoltà di Agraria, dalla Società Italiana della Scienza del Suolo e dal Progetto Finalizzato e scandito su numerosissime relazioni dai titoli per me totalmente incomprensibili, sia stata affidata ad un giurista e, per di più, a un penalista.

Oltre che a motivi di empatia e simpatia con qualcuno degli organizzatori, che qui ovviamente ringrazio per la malriposta fiducia, credo che la scelta sia dovuta al fatto che la nostra vita, privata e di lavoro, ci piaccia o no, è impastata con il diritto, con le regole, con le leggi e con i rischi, non certo infrequenti e spesso penalmente rilevanti, a questo coacervo di imposizioni legali connessi.

E di ciò necessariamente dobbiamo tenere conto.

Si può vivere, infatti, una lunga e serena esistenza ignorando l'esistenza stessa della *geometria frattale* (e' capitato a me, che ho avuto notizia di questa misteriosa disciplina soltanto leggendo il programma di questo Convegno), ma non fai in tempo a nascere che già sei soggetto ad un'infinità di obblighi legislativamente previsti e, ripeto, spesso penalmente rilevanti.

E così avanti per il resto della vita: lo Stato, e tutti quegli altri soggetti pubblici cui è consentito di dettare leggi, ti ingabbiano in una seria infinita di disposizioni non sempre chiare nel testo e non sempre giustificate nel contenuto.

Sei obbligato a venire registrato allo stato civile, ad essere vaccinato, ad andare a scuola fino a quando Berlinguer lo vuole, sei obbligato a pagare tasse, imposte e balzelli vari, ti è vietato scrivere sui muri, fumare negli uffici pubblici, salire da solo in ascensore se hai meno di 12 anni, tenere in casa cani feroci e denunciare, entro 10 giorni dalla loro nascita, animali esotici che dovessi tenere in casa, tartarughe comprese. E avanti con brio.

Plurimae leges, corruptissima repubblica. Mai insegnamento tacitano fu più tristemente e perennemente valido.

Ma perché, in Italia, ci sono così tante leggi ?

Si è elaborata, al proposito, da parte degli studiosi della tecnica di redazione delle norme, che purtroppo non è stata ancora promossa a "scienza" nel nostro paese, la c.d. "teoria della scrivania disordinata" che può essere così riassunta: il titolare di una scrivania disordinata quando ha bisogno della cucitrice e non la trova al primo colpo, ne compra un'altra e un'altra ancora ne comprerà quando, avendo nuovamente necessità di una cucitrice, ancora non la troverà. E stesso sistema userà per il tagliacarte, la gomma, il righello. E quando, dopo vent'anni di lavoro, farà il trasloco, conterà 18 cucitrici, 13 tagliacarte, 20 righelli, 60 gomme, 2000 fermagli

E questo spiega - anche se, a mio avviso, solo in parte - come mai fino all'entrata in vigore del D.Lgv. 152/99 erano ben sette le leggi che in Italia disciplinavano quanto concerneva la tutela dei molluschi lamellibranchi.

Pensate che, dato il travolgente disordine ed il parossistico ritmo con cui si legifera in Italia, lo stesso legislatore ignora, oggi, quante leggi siano effettivamente in vigore sul territorio nazionale: ci sono le leggi dello Stato, quelle delle singole regioni, quelle delle Province con potere legislativo, ci sono i regolamenti Si dice che siano centomila, o addirittura trecentomila, certo sono tante, troppe. L'ipertrofia legislativa è un fenomeno

fortemente preoccupante dalle gravissime quanto forse non del tutto volute conseguenze. E' stato giustamente notato come questo fenomeno inneschi una sorta di infezione che, passo dopo passo, erode ogni residuo margine di prevedibilità del diritto; nel *mare magnum* delle leggi è infatti facile trovare qualche onda compiacente che porti a riva anche un "naufrago reo", ma, quel che è peggio, è altrettanto facile trovare l'onda avversa capace di fare naufragare l'innocente.

Ma non basta, l'iperproduttivo legislatore non solo disciplina tanto, ma disciplina anche male.

Male come terminologia, male come tecnica, male come scelta di modello punitivo.

Terminologia: il legislatore ha affrontato, disciplinandoli con maggiore o minore tempestività, questioni di tale valenza morale e sociale da meritare e, quindi, giustificare le leggi ad essi dedicate; si pensi al divorzio ad esempio, o all'aborto. Ma, si badi, le parole impiegate per descrivere le vicende che il legislatore ritiene di dover disciplinare, non sono quelle del linguaggio quotidiano, né quelle del linguaggio tecnico. Sono, ahinoi, quelle della più spinta ipocrisia: l'aborto viene disciplinato da una legge farisaicamente intitolata "Norme per la tutela sociale della maternità e sull'interruzione volontaria della gravidanza" (l. 22.5.1978, n. 194) in cui il contraccettivo non è mai nominato, ma individuato attraverso l'incredibile espressione "mezzo necessario per conseguire le finalità liberamente scelte in ordine alla procreazione responsabile". Del resto il nostro è quel legislatore che ha trasformato i "poveri", *rectius*: ai sensi della legge del 1859 i "miserabili", in "non abbienti", i "sordi" in "audiolesi", i "ciechi" in "non vedenti" e che addirittura ha abrogato, sempre per legge, naturalmente, lebbra, lebbrosi e lebbrosari: con la legge 4 del 1974, infatti, lo Stato italiano vieta, avete inteso bene vieta di usare il termine "lebbra, lebbroso e lebbrosario e qualsiasi altro che dalla parola lebbra derivi"; dal 1974 i lebbrosi si chiamano, per legge, Hanseniani.

Ma il legislatore non solo è ipocrita, talvolta, ma forse questo è solo il minore dei mali, è anche inutilmente pomposo, forzatamente originale, più o meno volontariamente incomprensibile.

Quanto alla inutile pompa e alla forzata originalità, vi propongo un esempio per così dire ... casalingo: e precisamente la legge Regione Friuli Venezia Giulia n. 16 del 1994 che, se non è già stata abrogata, detta norme in materia di *sport*, ma, e non è dato sapere perché, è stata intitolata "Interventi regionali a tutela del *talento atletico*".

Quanto alla incomprendibilità, non credo che sia nel patrimonio culturale del cittadino medio italiano il concetto di "crisi comiziali", la cui presenza costituisce uno dei requisiti ostativi al conseguimento dell'attestato di idoneità per il rilascio del porto d'armi (decreto del 14 settembre 1994). Ebbene, queste misteriose crisi altro non sarebbero che dei normalissimi disturbi epilettici, ma il legislatore, che si vergogna a chiamare i malati con il nome della malattia, ma per altre ben più gravi vergogne non arrossisce nemmeno (che possiamo dire dell'aumento mensile di 18.000 lire lorde per i carabinieri ?) ha preferito ricorrere all'antica espressione che trovava la sua origine nel fatto che essendo nell'antichità l'epilessia e le sue manifestazioni considerate di malaugurio, quando una di queste manifestazioni colpiva un oratore durante un comizio lo stesso veniva immediatamente e prudentemente interrotto.

Ma del resto la legge Merli appena abrogata dal perfettibile, per impiegare anch'io un ipocrita eufemismo, D.Lgs. 152/99 conteneva, a seguito delle modifiche apportate al suo testo nel 1995, l'incredibile espressione "progetti cantierabili" che con la sua equivocità ha mantenuto famiglie intere di avvocati impegnati a difendere pubblici amministratori che, in quanto dotati di questi fantomatici "progetti cantierabili" ignoti ai tecnici oltre che ai giuristi, potevano andare esenti da pena.

Tecnica e modello punitivo.

Un brevissimo cenno in punto tecnica, per poi dedicare più attenzione al modello punitivo.

Il legislatore sembra divertirsi a scrivere norme per comprendere il significato delle quali bisogna consultare almeno altri sette o otto testi normativi. La tecnica del rinvio a cascata è quella preferita. E' un festival di "i soggetti di cui all'art. come modificato dall'art. del decreto legge xy convertito in legge con modifiche che siano nella situazioni di cui alla legge, fatta eccezione per ecc. ecc. ecc.". Sull'inserto domenicale del "Sole 24ore" del 21 novembre c'è un fondino di Gianfranco Fabi al quale fa da titolo l'efficace ossimoro: *Le profonde vette della legge* in cui proprio questo deterioro costume si censura.

Per tacere di quando si fornisce una lunga serie di definizioni, e poi nel descrivere le condotte si utilizzano formule in esse non comprese, gettando il cittadino e l'interprete nel panico. Sempre il "perfettibile" D.Lgs. 152/99 ad esempio, all'art. 2, alla lett. i) nel definire, tra le tante altre acque, le acque reflue domestiche alludeva all'ipotesi di "miscuglio di acque reflue civili, acque reflue industriali ovvero meteoriche di dilavamento", senza avvedersi che in nessun "luogo" dell'art. 2, recante appunto, le necessarie de-

finizioni si definissero queste benedette acque civili. E' stata necessaria una rettifica alla legge, intervenuta un mese dopo la sua pubblicazione, che correggesse l'aggettivo "civili" in "domestiche", per aggiustare il tutto.

Ma passiamo alla scelta del modello punitivo.

Si è detto che il nostro sistema è affetto dal morbo dell'ipertrofia normativa, ma se spogliamo con sistematica pazienza all'interno del *mare magnum* delle norme che si suppongono vigenti al momento, ci rendiamo conto, con qualche raccapriccio, che molta parte di detto immenso *corpus* normativo vede i suoi precetti e i suoi divieti presidiati dalla sanzione penale.

Se poi la paziente indagine si approfondisce e oggetto dell'analisi sono le singole fattispecie incriminatrici il raccapriccio aumenta. Il loro numero è incredibilmente alto, la loro fattura incredibilmente maldestra. Commentando il D.Lgs. 22/97 sui rifiuti mi sono permessa di definire il legislatore (penale) ambientale "sciatto e distratto, un po' confuso, caotico e incoerente". Risottoscrivo il giudizio. Le norme penali, in specie le più recenti e senza dubbio tra queste quelle "ambientali", sono scritte male, talmente male da spingere illustra dottrina a non credere del tutto "innocente" tanto palese incapacità e a teorizzare che il diritto penale ambientale, insieme al diritto penale economico, sia un *locus* privilegiato di legislazione penale simbolica di compromesso. Intendendo per legislazione simbolica l'autentico paradigma della ineffettività della legislazione penale e per legislazione simbolica di compromesso un sottotipo di legislazione simbolica emessa per accontentare l'opinione pubblica, sensibilizzatasi circa l'opportunità di tutelare penalmente certi beni di interesse collettivo minacciati dall'attività di *lobbies* e gruppi di interesse economico potenti, ma strutturata dal legislatore in modo tale da preservare di fatto i destinatari della norma da effettivi rischi di criminalizzazione in concreto.

La perfidia dell'interpretazione è grave. Io condivido *pro quota* l'assunto.

Vero, verissimo che in Italia, ma non solo, è forte la tendenza a legiferare per risolvere ogni problema, nuovo o rinverdito da qualche avvenimento di rilievo. Emblematiche le recentissime vicende relative ai casi di doping nello sport e di abuso di droghe sintetiche. Fenomeni che in verità esistono da tempo, ma che quando, per una qualsiasi ragione, diventano oggetto dell'attenzione dei *media* provocano, immediata, una proposta di legge corredata, ormai quasi un clausola di stile, di severe pene per chi non la rispetti. Al proposito siamo usi parlare di abuso del mistero o, meglio ancora, della magia del diritto penale cui il legislatore è indotto a ricorrere in quanto disarmato e con a disposizione soltanto questa sorta di esorcismo legislativo.

Al grave problema si risponde creando un reato, se già non c'era, o aumentando le pene per esso previste, se già esistente. Il "panpenalismo" quale panacea. La previsione, si badi la previsione non l'effettiva punizione di chi detta condotta integri, di un fatto come reato quale strumento per placare l'allarme sociale. E spesso il risultato è raggiunto. Di quelle questioni non si parla più sui giornali ed in televisione, ed il problema, anche se concretamente immodificato, viene superato.

Ma che il legislatore abbia scientemente scritto male le norme per consentire l'impunità dei potenti che abbiano interessi nel loro ambito d'azione, mi pare improbabile. A meno che l'incapacità del legislatore non sia così imponente da fargli scrivere ... doppiamente male le norme. Tanto male da non riuscire neppure a raggiungere il risultato, che pur si proponeva, di non far punire in concreto i contravventori ai loro precetti. Infatti, la quotidiana esperienza dei tribunali ci dice che gli stessi sono intasati da un numero elevatissimo di processi. Anche limitando l'indagine al diritto penale economico e a quello ambientale, non possiamo che dire che tanti, troppi sono i processi, e non poche le condanne. Che poi le condanne vadano a colpire gli autori effettivi dei reati o almeno gli autori dei reati più gravi, è altra questione.

Pertanto mi sentirei di affermare che la questione si propone in termini un po' diversi, per non dire opposti.

Un tempo si affermava che il reato costituiva un destino sociale riservato ad alcuni, e questi "alcuni" erano gli appartenenti alle c.d. classi subalterne, alle classi sociali meno forti i quali assumevano il ruolo dei predestinati.

La recente evoluzione legislativa, invece, sembrerebbe aver esteso, generalizzato e trasformato il fenomeno in questione che ora coinvolge tutte le classi sociali. Anche quei soggetti che prima erano beneficiari dell'operatività socialmente diseguale del diritto penale, oggi la subiscono e ne sono vittime.

Anziché eliminare le aree di diseguaglianza, il legislatore ne ha create altre, di segno sociale opposto: altre aree ove sono i soggetti appartenenti ai c.d. ceti privilegiati ad essere esposti al maggior rischio penale. E così il reato da un destino sociale per alcuni, è diventato un rischio sociale per tutti.

Ed il fenomeno non credo possa essere imputato soltanto all'imponente crescita quantitativa delle incriminazioni della quale s'è dato ampio conto, ma anche, se non soprattutto, al modello di incriminazione pre-

scelto che è diretta conseguenza dell'interventismo dirigistico dello Stato su (certi) beni giuridici. Cioè su alcuni di quei beni che, considerati di rilevantissima importanza sociale, sono tutelati dallo Stato attraverso la previsione della sanzione penale quale presidio contro la loro compromissione.

Questo eccessivo dirigismo statale comporta una sorta di monopolio dello Stato sul bene alla cui salvaguardia è dedicata la norma penale. Il bene giuridico, si trasforma in questo modo in una sorta di "risorsa pubblica", un "bene d'autorità". Il bene (e la sua tutela penale) diventa oggetto di scambio politico, nel senso che la responsabilità viene allocata dallo Stato secondo indirizzi politici che sono frutto di una dinamica che, illustre penalista di scuola e militanza al di sopra d'ogni sospetto di conservatorismo, ha definito "neocorporativa". Emerge un nuovo particolarismo giuridico penale, ove lo statuto penale di un individuo varia in relazione al ruolo, gruppo, categoria a cui detto individuo appartiene. Il bene giuridico diventa, altresì, monetizzabile, nel senso che l'offesa al bene può essere talvolta vista come fatto meritevole di pena e talvolta come fatto-presupposto di imposta, cioè come strumento di reperimento di entrate per lo Stato (si pensi ai casi di reati urbanistici o dei reati tributari ed ai frequenti condoni dove lo Stato estingue di sua iniziativa alcuni di detti illeciti sostituendoli con imposizioni tributarie; oppure, per rimanere nell'ambito della tutela delle acque, si ponga mente al meccanismo previsto dall'art. 18 L.319/76 oggi abrogata ove erano previsti i c.d. versamenti compensativi, cioè somme che dovevano essere versate a titolo di compenso per i danni provocati dagli scarichi. Qui l'imposta aveva finalità extra-fiscali: ed il legislatore aveva tentato, studiando e proponendo questo meccanismo, un'operazione di dissuasione-deterrenza a mezzo del prelievo fiscale, anziché a mezzo della sanzione penale, quasi che le categorie repressione penale e prelievo fiscale, nel contesto di cui ci occupiamo, fossero fungibili).

La struttura del reato si trasforma, il "fatto" tende a scomparire e l'illecito penale diventa sempre più un illecito di trasgressione.

Cerco di spiegarmi meglio utilizzando proprio il bene ambiente come oggetto dell'esempio.

Il bene "ambiente" nasce come interesse collettivo, diffuso; nasce come interesse alla protezione, anche penale, di bisogni essenziali dell'uomo; come istanza allo Stato per il controllo, la prevenzione e la repressione, anche penale, di condotte aggressive del bene stesso: cioè per la difesa giuridica dell'individuo e della collettività da condotte che compromettono la forma del territorio, che ledono o mettono in pericolo le risorse naturali e culturali, la salubrità, l'igiene della biosfera, la c.d. qualità della vita.

Successivamente il bene ambiente è stato, per così dire, "nazionalizzato". Il perseguimento della sua difesa è diventato un fine dello Stato. Di guisa che la tutela penale risulta essere apprestata non a favore di un bene appartenente a protagonisti, individuali o collettivi che siano, della società civile; bensì a favore di un bene entrato nella titolarità assoluta ed esclusiva dello Stato (si pensi, a conferma, alla normativa istitutiva del Ministero dell'Ambiente ove, all'art. 18 che disciplina il danno ambientale, si asserisce, testualmente, l'obbligo per l'autore del fatto dannoso del "risarcimento nei confronti dello Stato").

Illecito non è più, soltanto, ciò che lede o mette in pericolo un certo bene, illecito è ben spesso il comportamento non rispettoso delle prescrizioni dettate che, se rispettate, renderebbero lecito il comportamento pur se lesivo comunque del bene. Un sorta di terza via tra lecito e illecito, rappresentata dalla c.d. liceità condizionata. Continuiamo con l'esempio della tutela delle acque: e leggiamo insieme il testo del 4 comma dell'art. 59 del D.lgs. 152/99 "chiunque effettua uno scarico di acque reflue industriali contenente le sostanze pericolose comprese nelle famiglie ecc. ecc.....senza osservare le prescrizioni dell'autorizzazione, è punito con l'arresto sino a due anni".

Da questo disposto deduciamo:

- non è vietato scaricare nelle acque sostanze pericolose
- è vietato scaricare le sostanze pericolose senza osservare le prescrizioni dell'autorizzazione
- ergo è vietato scaricare senza autorizzazione.

Ciò che in altri termini vuol dire che esiste un'area di liceità condizionata al rispetto di quanto dettato dall'ordine normativo di regolamentazione dirigitica del bene. Il che ulteriormente significa che il diritto penale da strumento per la protezione di un ordine naturale, diventa strumento per rafforzare un ordine artificiale.

Lo stesso impianto costruttivo della fattispecie incriminatrice si trasforma: da naturalistico e descrittivo diventa normativo.

Il nucleo del reato si sposta dal binomio fatto-reo alla mera trasgressione della norma.

Si raggiunge con ciò il massimo della indeterminatezza e della imprevedibilità operativa: l'illecito penale è mera trasgressione, oggettiva ed impersonale: la sua configurazione, ripetiamo, non dipende da una libera scelta comportamentale dell'uomo, ma dalla sussistenza e dalla distribuzione artificiale delle norme la cui trasgressione è penalmente sanzionata.

Il rischio di incorrere in una responsabilità penale diventa allora tanto più elevato quanto più centrale e significativa socialmente è l'attività che tale soggetto svolge e, paradossalmente, il rischio è tanto più elevato quanto più il soggetto si adopera per uniformarsi ai precetti legislativi.

E dal paradosso test'è enunciato prendo le mosse per avviarmi - lentamente - alla conclusione.

E' nella cultura di ognuno di noi che il diritto ambientale abbia molteplici fonti normative e regolamentari di gradi anche inferiori alla legge statale. Abbiamo appena cercato di illustrare come nel regolamentare la materia lo Stato abbia assunto quel ruolo dirigistico di bilanciamento tra il bene ambiente e gli altri innumerevoli interessi sociali, economici e produttivi che con quello ambientale si contendono il campo. (Ancora una volta un esempio banale, in una zona ad alto tasso di disoccupazione l'ipotesi di un nuovo insediamento industriale è senza dubbio ben accolta dal punto di vista della occupazione, appunto, ma molto meno bene, a maggior ragione se trattasi di industrie c.d. a rischio di incidenti rilevanti, quando guardata sotto l'aspetto della sicurezza dell'ambiente e della salute).

Ciò che, ad avviso di taluno, da un lato: imporrebbe addirittura che la fattispecie penale sia costruita con il contributo di quegli atti amministrativi che in concreto provvedono a bilanciare quegli interessi e, così facendo, provvedono, in definitiva, a individuare il limite tra lecito e illecito, o, se si preferisce, a delineare i confini della liceità condizionata, e dall'altro rendono necessitato il ricorso a nozioni scientifiche e tecnologiche assolutamente irrinunciabile nel settore all'esame.

(Una brevissima parentesi, il supporto tecnico è irrinunciabile, ma dovrebbe essere un corretto supporto tecnico, fornito da studiosi di indubie capacità e conoscenze, tali da non esporre il legislatore al ludibrio, di pochi, purtroppo, perché pochi sanno e conoscono queste vicende, per aver dovuto correggere, un mese dopo averla pubblicata, attraverso un corposo "avviso di rettifica", una legge, sempre il famigerato D.Lgs.152/99, da una lunga serie di errori non so quanto veniali riscontrati proprio negli allegati tecnici).

Il cittadino, pertanto, si trova di fronte una norma costruita sull'atto o, più spesso, sugli atti amministrativi ed integrata da nozioni tecniche talvolta allocate in Allegati tanto corposi quanto poco chiari e talaltra in luoghi imprevedibili e ben spesso irraggiungibili (pensate all'art. del decreto Ronchi che nel descrivere il traffico illecito di rifiuti si esibisce nell'improbabile descrizione del comportamento vietato nei termini "Chiunque effettua spedizioni dei rifiuti elencati negli allegati II, III e IV del regolamento CEE 259/93 del consiglio del 1 febbraio 1993, in modo tale da integrare il traffi-

co illecito, così come definito dall'art. 26 del medesimo Regolamento, è punito con l'ammenda da 3 a 50 milioni e con l'arresto fino a due anni").

Andiamo avanti nell'esame del paradosso inizialmente prospettato.

Il cittadino deve conoscere la norma ed il suo contenuto per rispettarlo. Il cittadino, pertanto, cerca di conoscere. Ma, purtroppo per lui, lo zelo informativo lascia tracce: tracce rilevatrici della sussistenza di un comportamento che lo stesso cittadino reputa di problematica regolarità (se tutto fosse chiaro, se il confine tra lecito e illecito fosse tracciato con un limpido segno, nessuno dovrebbe arrabattarsi per consultare Tizio e Caio).

Tracce che rendono più visibile il soggetto e la sua azione agli organi pubblici e che fanno cadere quella *privacy* che costituisce un decisivo fattore di immunità penale.

Considerato che gli organi dello Stato non hanno la benché minima possibilità di controllare tutte le attività sottoposte alle regole dirigistiche dell'organizzazione monopolistica dei beni (con buona pace della invero bizzarra, stravagante e comunque totalmente velleitaria norma contenuta nel citato D.Lgs. 152/99 ove all'art. 49 si stabilisce che "l'autorità competente effettua il controllo degli scarichi sulla base di un programma che assicuri un periodico, diffuso, effettivo ed imparziale sistema di controlli preventivi e successivi" in assenza, oltre a tutto, di previsioni finanziarie a supporto del "fantastico" progetto) il porre in essere un comportamento più visibile di altri fa innalzare - di fatto - il rischio di un controllo pubblico e repressivo su detto comportamento.

Ma non basta, il reato ambientale è ostinatamente ispirato al modello incriminatorio delle contravvenzioni, ciò che comporta la loro punizione anche se commesse con semplice colpa (se si trattasse di delitti la regola sarebbe la loro punibilità per dolo, quindi solo quando fosse dimostrata la previsione e volontà dell'agente di provocare l'evento dannoso o pericoloso e l'eccezione, espressamente prevista in specifica norma di legge, sarebbe la loro punibilità per colpa, cioè imprudenza, negligenza, imperizia o inosservanza di leggi a contenuto cautelare). Orbene, l'attivismo del soggetto nell'acquisire informazioni sulle condizioni di liceità della propria condotta dimostra una sua conoscenza - conoscibilità della situazione di fatto da cui scaturisce l'obbligo da adempiere. Conoscenza - conoscibilità che, al contrario, in caso di sua inerzia, sarebbe tutta da dimostrare. Voglio dire: se un individuo si informa, vuol dire che ha dei dubbi, cioè che si sta prefigurando anche l'eventualità che il proprio comportamento abbia o possa avere delle condizioni di illiceità.

Per di più, nell'attuale alluvione normativa è sconfitto in partenza ogni tentativo di corretta informazione e più il soggetto approfondisce il suo studio, più richiede pareri e informazioni, più i dubbi aumentano anziché diminuire. Ed a questo punto, delle due l'una: o astenersi dal fare o fare, ma fare significa esporsi consapevolmente al rischio di essere rimproverato per aver agito nonostante il dubbio sulla liceità della sua azione.

Ma non basta ancora, la tecnica normativa consueta per il legislatore ambientale, e non solo, è quella di strutturare la normativa mediante precetti a cascata. Precetti che innanzitutto impongono ad un individuo il compimento di un atto (nel caso nostro: richiesta di autorizzazione) e poi ad un livello più specifico, mediante ulteriori precetti che impongono all'individuo una serie di minuziosi adempimenti circa il modo e le forme per il compimento dell'atto medesimo. E la legge penale sanziona gli inadempimenti sottoponendo a pena sia l'omesso compimento dell'atto imposto, sia le irregolarità che vengano commesse nel compimento dell'atto medesimo.

Ecco allora che, in termini strettamente penalistici, può essere più conveniente non compiere l'atto e rischiare l'incriminazione per un solo reato, piuttosto che compierlo e sottoporsi così alla catena degli specifici precetti relativi all'apparato di regolamentazione dell'atto stesso ed ai connessi controlli, rischiando molte più numerose violazioni.

Confezionare in questo modo la norma, significa, allora, indurre il cittadino a violarla, piuttosto che a rispettarla.

Concludendo, questa volta sul serio: il cittadino che legge le norme che governano tutta la sua vita privata e professionale non può che essere preso da sconforto e delusione.

Il giurista che legge e studia queste norme, e come nel mio caso, per mestiere deve anche insegnarle, è preso da uno sconforto ancora maggiore e la delusione assume intensità preoccupanti.

Il disagio è ancora più grave quando, finito di tracciare un quadro tanto fosco, si deve concludere dicendo "comunque la legge, finché è in vigore, bella o brutta che sia, va rispettata".

Nel caso, il disagio aumenta a dismisura davanti ad una qualificatissima platea di tecnici che, forse un po' ingenuamente, si aspettavano da questo giurista parole di chiarimento, spunti per certezze maggiori.

Ma io credo si possa in qualche misura rasserenare la cupa atmosfera che ho contribuito a creare.

Credo, voglio credere, che al *pessimismo della ragione*, del qua-

le questa relazione è emblematica manifestazione, possa far seguito *l'ottimismo della volontà* ben rappresentato, a mio avviso, proprio dall'incontro odierno che vede il giurista coinvolto con i tecnici in un'occasione di collaborazione improntata al reciproco rispetto delle singole competenze ed alla doverosa umiltà scientifica.

Ognuno di noi sa, poco o tanto, del proprio.

Lavorando insieme, insieme capendo e cercando di reciprocamente capirsi, io credo che potremo costringere il legislatore a considerarci ed a migliorare la qualità di quelle leggi che comunque governano e continueranno a governare le nostre vite e che noi, cittadini prima che tecnici o giuristi, sappiamo di dover comunque rispettare.

Anche se, citando nuovamente l'insegnamento di Tommaso Moro, che ho voluto utilizzare come *incipit* di questa relazione:

“E' massimamente ingiusto vincolare gli uomini attraverso leggi che sono troppo numerose per poter essere lette tutte quante da cima a fondo e troppo poco chiare da non poter essere comprese da tutti” (Tommaso Moro, *Utopia: de optimo reipublicae statu*, 1516).

Grazie.

LE PROCEDURE OPERATIVE DELLA GEOSTATISTICA UNIVARIATA

Gilberto Bragato

Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante, Sop di Gorizia

Via Trieste, 23 - 34170 Gorizia

La scienza del suolo, come tutte le discipline che studiano l'ambiente, deve affrontare il problema della variabilità nello spazio per stimare con accuratezza il valore assunto dagli attributi del suolo in punti non campionati. Secondo l'impostazione statistica classica, che presuppone l'indipendenza spaziale dei campioni e la presenza di una variabilità casuale introdotta con procedure codificate di randomizzazione, il valore di un attributo in una località non campionata potrà essere stimato con il valore medio dei dati osservati e con una misura di dispersione (varianza, limiti fiduciali, ecc.) che definisce la precisione della stima. Il valore atteso di una variabile casuale Z in qualsiasi punto z_i all'interno dell'area di campionamento sarà determinato in base al modello:

$$z_i = \mu + \varepsilon_i$$

dove μ è il valore medio e ε_i la misura di dispersione dei dati.

Negli studi ambientali si ha spesso a che fare con attributi caratterizzati da elevata dispersione dei dati e da una non trascurabile componente sistematica di variazione. La strategia tradizionalmente adottata per migliorare l'accuratezza della stima è quella di suddividere la popolazione dei dati in sottopopolazioni più omogenee. Nella scienza del suolo la componente sistematica della variabilità è determinata da fattori e processi pedogenetici agenti a scale spaziali e temporali anche molto diverse. La loro conoscenza viene sfruttata per suddividere la regione indagata in sottoregioni a variabilità presumibilmente più contenuta. Tale approccio non tiene però in considerazione la configurazione spaziale dei dati e richiede valutazioni che diventano sempre più soggettive quanto più dettagliata è la scala di osservazione e quanto più graduale è la variazione.

Le proprietà del suolo in realtà variano con continuità nello spazio e, adottando opportune scale di osservazione, le variazioni dei loro valori manifestano uno stretto legame con la distanza di separazione tra le località di campionamento, mostrando *autocorrelazione spaziale*. Si può dire, semplificando, che più le località di osservazione sono vicine, più si rassomigliano i valori dell'attributo esaminato. L'autocorrelazione spaziale viene trattata dalla teoria delle variabili regionalizzate e dalle tecniche geostatistiche da essa derivate, che permettono di esplorare la struttura spaziale dei dati, di rendere più accurata la stima e di produrre mappe tematiche.

Le variabili regionalizzate sono variabili casuali continue definite nello spazio geografico. Se V è la dimensione spaziale della regione in studio, la realizzazione $z(\mathbf{x})$ di una variabile casuale in una località \mathbf{x} viene stimata attraverso il modello

$$z(\mathbf{x}) = \mu_V + \varepsilon(\mathbf{x})$$

dove μ_V è il valore medio stimato nella regione V ed $\varepsilon(\mathbf{x})$ una misura di variabilità spaziale. A differenza dell'analisi statistica tradizionale, la regione V non viene però definita dal rilevatore ma ricavata durante l'analisi geostatistica.

Se $z(\mathbf{x})$ e $z(\mathbf{x}+\mathbf{h})$ sono realizzazioni di una variabile regionalizzata $Z(\mathbf{x})$ in due località distinte separate dal vettore \mathbf{h} , la relazione tra le due realizzazioni potrà essere espressa sotto forma di *semivarianza* $\gamma(\mathbf{h})$ che, nonostante il nome, rappresenta la varianza dell'incremento quando le località di osservazione vengono prese in considerazione a due a due:

$$\gamma(\mathbf{h}) = \frac{1}{2} \{z(\mathbf{x}) - z(\mathbf{x} + \mathbf{h})\}^2$$

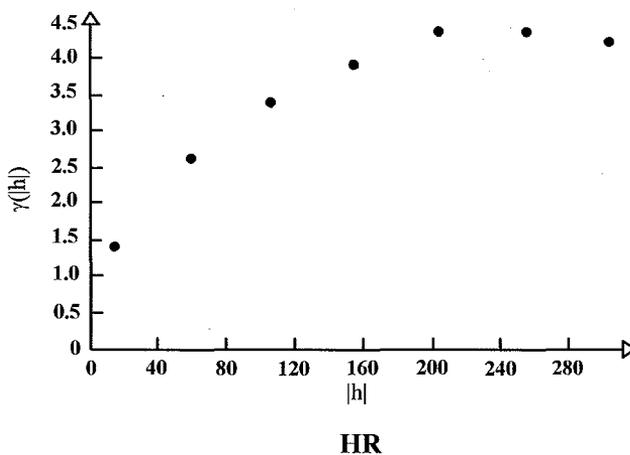
Il vettore \mathbf{h} viene detto *lag* e definisce distanza e direzione di separazione tra le due località. Se nella regione le coppie di osservazioni separate da \mathbf{h} sono N , la semivarianza sperimentale può essere calcolata tramite l'equazione:

$$\gamma(\mathbf{h}) = \frac{1}{2N(\mathbf{h})} \sum_{i=1}^{N(\mathbf{h})} \{z(\mathbf{x}_i) - z(\mathbf{x}_i + \mathbf{h})\}^2 \quad \text{per } i=1, \dots, n$$

Nell'analisi geostatistica non sono però determinabili i limiti fiduciali e l'approccio adottato per poter considerare attendibile l'analisi è quello per il quale l'errore della stima diminuisce al crescere del numero dei campioni. In termini operativi si ritiene siano necessarie, nei casi più semplici, almeno 100 osservazioni.

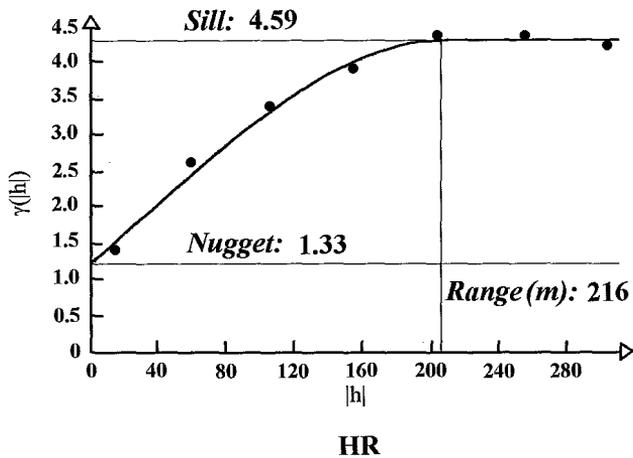
Alla base dell'analisi geostatistica sta l'ipotesi di stazionarietà, o *ipotesi intrinseca*, la quale postula che il valore medio e la semivarianza siano finiti e non dipendano dalla località x . Il valore medio dovrà inoltre essere costante in tutta la regione V , mentre la semivarianza sarà funzione della sola distanza h . La relazione tra semivarianza e lag è rappresentata nel *variogramma*. Nel variogramma riportato in Figura 1 è chiaramente distinguibile una zona (tra 0 e 200 m) in cui semivarianza e lag sono strettamente correlati da una zona (oltre i 200 m) in cui la correlazione tra i due parametri è nulla: nel tratto in cui la relazione è lineare si è in presenza di *autocorrelazione spaziale*. Il variogramma, attraverso l'analisi della struttura della variabilità spaziale, consente stabilire nessi tra le proprietà del suolo e i fattori o i processi che hanno influenzato il loro manifestarsi.

Figura 1 - Variogramma sperimentale del parametro di umificazione HR: in ascissa compare il lag, in ordinata la semivarianza.



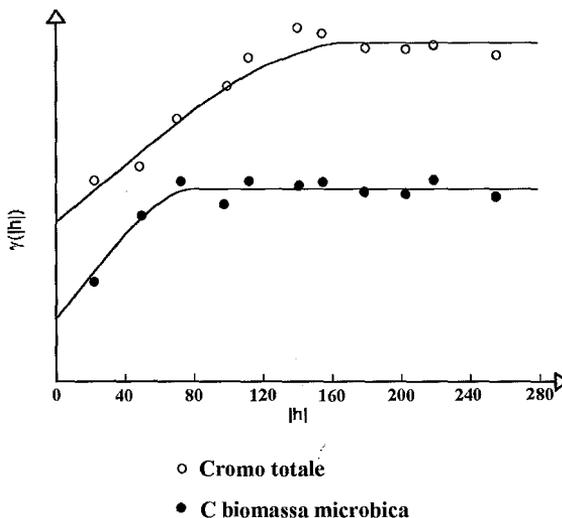
In Figura 2 è riportato il medesimo variogramma di Figura 1, a cui è stata adattata (linea continua) una opportuna funzione matematica. In essa compaiono le parole chiave per "leggere" il variogramma: *range*, *sill* e *nugget*. Il *range* è la distanza massima entro la quale si manifesta l'autocorrelazione spaziale. Il *sill* è il valore massimo della semivarianza: quando si ha stazionarietà, esso approssima per eccesso la varianza campionaria. Il *nugget* rappresenta la quota non spiegata della semivarianza, imputabile alla variabilità casuale (errore di misura, errore strumentale, ecc.) e alla variabilità spaziale presente a distanza inferiore a quella dell'intervallo minimo di campionamento.

Figura 2 - Modello con *sill* (linea continua) adattato al variogramma sperimentale (punti). Sono riportati anche i valori dei parametri *nugget* e *range* del modello.



Il *range* dipende dalla scala cui operano i fattori che influiscono sulla proprietà analizzata. In Figura 3, ad esempio, compaiono i variogrammi del C della biomassa microbica (C_{micr}) e del Cr totale (Cr) nel suolo di un'azienda sperimentale del bolognese. Le due proprietà mostrano range distinti (C_{micr} 100 m; Cr , 200 m), determinati dall'evoluzione pedogenetica del suolo (Cr) e da letamazioni ripetute negli anni (C_{micr}).

Figura 3 - Proprietà del suolo a diverso *range* nella medesima area di campionamento.



Ai variogrammi sperimentali possono essere adattate funzioni matematiche che saranno successivamente usate nell'interpolazione mediante kriging, la fase predittiva dell'analisi geostatistica. Nella modellizzazione possono essere utilizzate le seguenti funzioni, algebricamente definite e positive:

- effetto nugget
$$\gamma(h) = \begin{cases} 0 & \text{per } h = 0 \\ c_0 & \text{per } h > 0 \end{cases}$$
- modello sferico
$$\gamma(h) = \begin{cases} c \left[1.5 \cdot \left(\frac{h}{a} \right) - 0.5 \cdot \left(\frac{h}{a} \right)^3 \right] & \text{per } h \leq a \\ c & \text{per } h > a \end{cases}$$
- modello esponenziale
$$\gamma(h) = 1 - \exp\left(\frac{-3h}{a}\right)$$
- modello gaussiano
$$\gamma(h) = 1 - \exp\left(\frac{-3h^2}{a^2}\right)$$
- modello di potenza
$$\gamma(h) = h^\omega \quad \text{con } 0 < \omega < 2$$

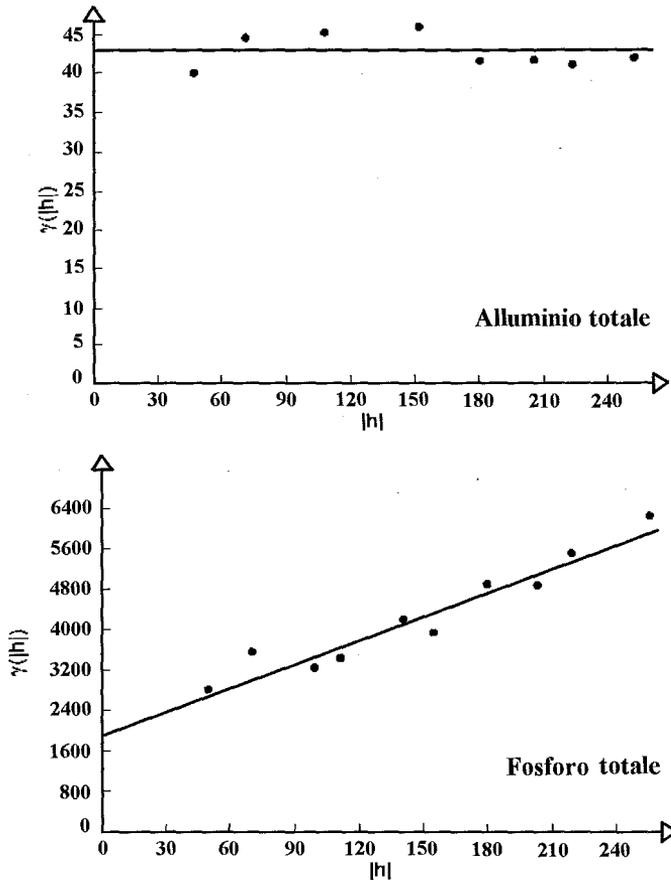
dove a , c , c_0 e h sono, rispettivamente il *range*, il *sill*, il *nugget* e il *lag* del variogramma.

Quando, come in Figura 2, il variogramma presenta un *sill*, esso viene usualmente modellizzato con una funzione sferica o esponenziale (più raramente quella gaussiana), cui andrà eventualmente sommato l'effetto *nugget*.

Tuttavia, non sempre i variogrammi sono strutturati come in Figura 2 perché le proprietà del suolo possono avere strutture spaziali che coinvolgono scale differenti, alcune delle quali non rilevabili alla scala di campionamento adottata. Ne sono un esempio i variogrammi di Figura 4.

Il variogramma dell'alluminio totale è definito solo dall'effetto *nugget*. In tal caso la semivarianza ha un andamento completamente casuale, oppure i punti di campionamento sono talmente distanti da non essere affatto autocorrelati. Il variogramma del fosforo totale non è invece limitato da un *sill*. In questo caso viene meno l'ipotesi intrinseca e si ha variazione tendenziale o trend, imputabile a variazioni su scala più ampia di quella analizzata.

Figura 4- In alto, solo effetto *nugget* (alluminio totale): la semivarianza ha una distribuzione completamente casuale. In basso, variogramma non limitato da *sill* (fosforo totale): la variabilità spaziale ha una scala maggiore di quella di campionamento.



In entrambi i casi l'analisi geostatistica potrebbe progredire solo con un ulteriore campionamento avente l'obiettivo di stringere la maglia delle osservazioni (qualora vi sia solo effetto *nugget*) o di ampliare la regione indagata (se è presente un trend). Sono frequenti anche casi in cui la variabilità spaziale è ben strutturata, ma *range* e/o *sill* cambiano con la direzione del *lag*. In tali casi si parla di anisotropia della semivarianza.

Anche l'anisotropia è una manifestazione dei fattori e processi che si esplicano nel suolo. In sua presenza la modellizzazione del variogramma diventa più complessa ed è necessario incrementare il numero delle osservazioni per ottenere stime non distorte.

I valori misurati e le informazioni ricavate dall'analisi strutturale possono essere utilizzati per stimare la variabile regionalizzata Z in punti non campionati \mathbf{x}_0 . A questo scopo si utilizza il *kriging*, una media mobile pesata che permette di effettuare stime non distorte attraverso il predittore lineare

$$\hat{Z}(\mathbf{x}_0) = \sum_{i=1}^n \lambda_i z(\mathbf{x}_i)$$

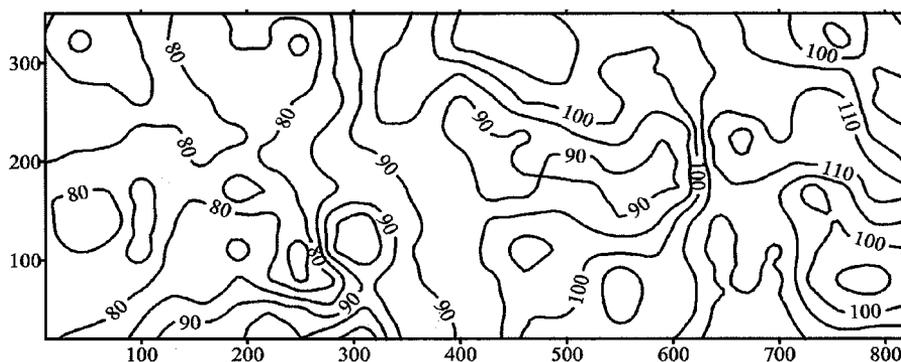
che viene ricavato per interpolazione da n realizzazioni $z(\mathbf{x}_i)$ di Z nei dintorni di \mathbf{x}_0 , ciascuna avente un peso λ_i sul predittore. La stima dei valori si effettua risolvendo il sistema del *kriging* in $n+1$ equazioni e $n+1$ incognite:

$$\begin{cases} \sum_{i=1}^n \lambda_i \gamma(\mathbf{x}_i - \mathbf{x}_j) + \psi = \gamma(\mathbf{x}_i - \mathbf{x}_0) \\ \sum_{i=1}^n \lambda_i = 1 \end{cases}$$

dove $\gamma(\mathbf{x}_i, \mathbf{x}_j)$ è la semivarianza della coppia di realizzazioni $z(\mathbf{x}_i)$ e $z(\mathbf{x}_j)$; $\gamma(\mathbf{x}_i, \mathbf{x}_0)$ la semivarianza della coppia formata da ciascuna realizzazione e dal punto interpolato \mathbf{x}_0 ; e ψ il moltiplicatore di Lagrange che rende minima la varianza del *kriging*. Il sistema riportato è quello del *kriging ordinario*, ma l'interpolazione può essere fatta anche con il *kriging a blocchi*, dove il valore puntuale in \mathbf{x}_0 è sostituito dal valore interpolato per il blocco \mathbf{B} di dimensioni prestabilite.

L'analisi geostatistica si conclude, come in Figura 5, con la restituzione cartografica dei valori della proprietà presa in considerazione.

Figura 5 - Restituzione cartografica per linee di isoconcentrazione di C_{micr} dopo l'interpolazione mediante *kriging*.



L'analisi strutturale della semivarianza e l'interpolazione con il *kriging* hanno molteplici ricadute operative:

- si possono migliorare, in termini di minori costi sia di prelievo sia di analisi in laboratorio, le campagne di rilevamento e campionamento dei suoli;

- l'analisi geostatistica di variabili idrologiche permette di disegnare schemi irrigui più efficienti, con un posizionamento ottimale degli irrigatori;

- l'analisi di dati sugli elementi nutritivi consente di programmare interventi ottimali di fertilizzazione dei terreni agrari.

Bibliografia essenziale

- GOOVAERTS P. (1997). *Geostatistics for natural resources evaluation*. Oxford University Press, Oxford.
- ISAAKS E.H., SRIVSTAVA R.M. (1989). *An introduction to applied geostatistics*. Oxford University Press, New York.
- JOURNEL A.G., HUIJBREGTS (1978). *Mining geostatistics*. Academic Press, New York.
- MATHERON G. (1970). *La théorie des variables régionalisées et ses applications*. Fascicule 5, Le Chaiers du Centre de Morphologie Mathématique. Ecole des Mines, Fontainebleau, 212 p.
- WEBSTER R., OLIVER M.A. (1990). *Statistical methods in soil and land resource survey*. Oxford University Press, Oxford.

L'APPLICAZIONE DELLA GEOSTATISTICA NON PARAMETRICA ALLE SCIENZE AMBIENTALI

Annamaria Castrignanò e Nicola Martinelli

Istituto Sperimentale Agronomico

Via Celso Ulpiani, 5 - 70125 Bari

1.0 Introduzione

Per troppo tempo la geostatistica è stata considerata una teoria troppo difficile, quasi esoterica, sviluppata in Francia (Matheron, 1970) e accessibile soltanto a ricercatori altamente specializzati o a quei pochi fortunati che potevano permettersi di comprare del software di tipo *black-box*, altamente costoso. In realtà, la difficoltà della geostatistica è soltanto apparente, attribuibile in gran parte alle presentazioni estremamente complesse e teoriche fornite dai loro primi sviluppatori: l'essenza di tale tecnica è talmente semplice da correre il rischio di apparire addirittura ordinaria. La teoria della geostatistica è costruita, infatti, attorno al principio della regressione ai minimi quadrati, che è un concetto classico, largamente impiegato. Tutti i diversi tipi di *kriging* altro non sono che delle semplici regressioni lineari, con o senza vincoli lineari, che si applicano direttamente ai dati originari o a qualche loro trasformazione (logaritmica, normalizzante, a variabile indicatrice). Allo stesso modo non vi è alcuna differenza concettuale fra il *kriging* e l'apparentemente complesso *cokriging*, salvo che per quest'ultimo la regressione si applica su dati (variabili) di tipo differente.

Il contributo principale e più originale della geostatistica non sta tanto nella teoria, quanto nell'aver messo a punto una robusta procedura di tipo regressivo e di averla adattata alla trattazione di problemi in cui la dipendenza spaziale fra i dati non solo è un fattore chiave, ma è addirittura oggetto di stima.

Caratteristiche specifiche dei dati spaziali, quali si incontrano comunemente nelle applicazioni a studi ambientali, sono la *non-ripetitività* e la *dipendenza spaziale*.

- Per ciascun punto in cui è stato effettuato il campionamento, vi è necessariamente un solo dato. Se lo spazio euclideo (\mathbf{u} , comprendente solamente le coordinate spaziali) viene esteso in modo da includere anche la di-

mensione temporale (t), si ha un solo dato per ciascuna locazione spazio-temporale (\mathbf{u}, t). La ripetitività temporale discende dalla decisione di trascurare la variabilità temporale e di considerare il fenomeno stazionario nel tempo.

- I dati corrispondenti a due locazioni spaziali distinte (\mathbf{u}_α e \mathbf{u}_β) sono dipendenti, nel senso che la conoscenza dell'uno permette di ricavare informazioni anche sull'altro. Questa dipendenza spaziale, tutt'altro che rappresentare un inconveniente statistico, consente di stimare un punto \mathbf{u}_0 non campionato dai dati disponibili relativi alle locazioni vicine.

- Il carattere non ripetitivo dei dati spaziali richiede, per poter fare inferenza statistica, una decisione a priori sul modo di raggruppare i dati in popolazioni/aree o zone all'interno delle quali la media statistica si possa considerare sufficientemente costante. Anche in questo caso, la *stazionarietà spaziale* non è una proprietà intrinseca dei dati, che può essere verificata o rifiutata mediante qualche test statistico oggettivo, bensì una decisione a priori che dipende dall'obiettivo dello studio e dalla scala spaziale considerata. È importante sottolineare a questo punto che senza una tale decisione sulla stazionarietà, nessuna analisi geostatistica e, quindi, inferenza statistica potrebbe essere possibile.

Una volta assunta l'ipotesi di stazionarietà, il passo successivo è quello di calcolare una qualche misura di similarità o dissimilarità dei dati (*covarianza spaziale, correlogramma, semivariogramma*); ai valori sperimentali, per esempio, di covarianza sperimentale, $C(\mathbf{u}_\alpha - \mathbf{u}_\beta)$, viene quindi adattato un unico modello matematico $C(\mathbf{h})$, funzione soltanto del vettore distanza \mathbf{h} fra due punti all'interno del sito in esame. Questa fase di modellizzazione permette di andare al di là delle interdistanze sperimentali e rappresenta, quindi, l'aspetto veramente originale della teoria geostatistica; un fatto questo tutt'altro che trascurabile. Il modello di covarianza $C(\mathbf{h})$ permette di costruire due tipi di matrice:

1. la matrice di covarianza dei dati $[C(\mathbf{u}_\alpha - \mathbf{u}_\beta)]$, $\alpha, \beta=1, \dots, n$, che caratterizza la "ridondanza" (o informazione comune) fra due campioni ($\mathbf{u}_\alpha, \mathbf{u}_\beta$) di uno stesso insieme (n), che possono riferirsi anche ad attributi differenti (concentrazioni di elementi differenti) o a trasformazioni differenti dello stesso attributo;

2. Il modello $C(\mathbf{h})$ consente di costruire anche la *matrice di covarianza dei valori non noti* da stimare, $[C(\mathbf{u} - \mathbf{u}_\alpha)]$, $\alpha=1, \dots, n$, che caratterizza invece il contenuto di informazione proprio di ciascun dato sperimentale (\mathbf{u}_α) rispetto a un punto non campionato \mathbf{u} . Queste due matrici di covarianza sono sufficienti per la stima dagli n dati mediante la regressione lineare ai minimi quadrati (*kriging*).

La vera essenza della geostatistica non risiede, pertanto, nel *kriging*, che si basa sulla nota tecnica regressiva della statistica classica, bensì nella:

- a) decisione a priori sulla stazionarietà;
- b) scelta dei dati o di una loro opportuna trasformazione e successiva inferenza statistica del modello di covarianza spaziale.

Una volta che la teoria alla base della geostatistica è stata demistificata, ci si può rivolgere al problema pratico relativo all'implementazione di una procedura adatta al particolare caso in esame. Una corretta applicazione della geostatistica richiede, dal punto di vista teorico, soltanto una buona comprensione della tecnica della regressione, ma dal punto di vista pratico una estrema familiarità con i dati, il sito e il problema in studio. Solo questa profonda conoscenza, in senso lato, della problematica può permettere di superare i molteplici ostacoli che si presentano nell'applicazione della teoria ad un caso concreto. L'analisi del variogramma/covarianza è un'arte, nel senso migliore del termine e come ogni arte richiede dei buoni strumenti, quali un software grafico di tipo interattivo, ma anche molta esperienza, capacità di sintesi e di andare talvolta al di là dei dati immediati (estrapolazione). E' fondamentale rendersi conto che l'affidabilità di tutte le analisi geostatistiche discende dalla scelta del modello di covarianza spaziale.

Un'altra opinione comune che va sfatata è che esista una stima ottimale per ogni punto non campionato e che tale stima sia fornita dal *kriging*. E' necessario precisare che una stima ottimale in senso assoluto esiste solo se si ha un campionamento "esaustivo" o completo; una tale condizione, se non impossibile, è molto difficile ad aversi in pratica (tranne qualche caso di telerilevamento ad alta risoluzione), per cui si può parlare di stime ottimali solo in senso relativo. In effetti si cercherà quella stima che ottimizzi qualche criterio a priori, come la minimizzazione della varianza di stima, nel caso del *kriging*, o la massimizzazione della probabilità di evenienza dei dati sperimentali, nel caso della condizione di massima verosimiglianza o, più concretamente, la massimizzazione o minimizzazione di qualche funzione obiettivo di particolare interesse pratico o economico. Il punto cruciale non è tanto stabilire se una stima sia ottimale o meno, quanto piuttosto adottare il criterio di ottimizzazione più idoneo al caso in esame.

L'originalità dell'approccio di seguito proposto risiede nel:

- a) riconoscere che non esiste una sola stima ottimale (a meno che non si conosca il valore "vero");
- b) separare la valutazione dell'incertezza (errore) dalla stima nel

punto non campionato, per cui priorità verrà data alla modellizzazione dell'incertezza piuttosto che a quella della stima stessa.

Il modello ricercato sarà la funzione distribuzione di probabilità dei possibili valori assunti in un punto non campionato e sarà ricavato ("condizionale") dalla sola informazione sperimentale disponibile. La peculiarità del metodo, rispetto a quello del calcolo della varianza di *kriging*, esiste nel fatto che, mentre per quest'ultimo l'incertezza dipende solamente dalla configurazione geometrica dei dati, il nuovo approccio considera anche i valori assoluti dei dati come possibile causa di errore. Effettivamente la scelta se includere o meno uno o più *outliers* condiziona sensibilmente l'affidabilità della stima: si elaborerà pertanto un modello diretto dell'errore, senza dover necessariamente determinare precedentemente il valore non noto. In tal modo la stima dell'incertezza dipenderà:

1. dall'informazione disponibile (dati sperimentali);
2. dal modello di covarianza, che esprime la relazione fra i punti campionati e fra quest'ultimi e il punto non campionato;

ma sarà indipendente dal particolare criterio di ottimizzazione utilizzato per la stima.

L'affermazione che non esista una stima unica ottimale può forse disorientare taluni; tuttavia un tale sconcerto è facilmente superabile, se ci si rende conto che il compito primario dei geostatistici, come degli statistici in generale, è proprio quello di valutare l'incertezza, senza dover ricercare, in una sorta di caccia-alle-streghe, la stima ottimale o BLUE (*best linear unbiased estimate*). La scelta del criterio di ottimizzazione della stima appartiene, in realtà, al dominio decisionale e non è pertanto compito del geostatistico, il quale deve fornire unicamente dei modelli che possano essere di aiuto nel prendere consapevolmente le proprie decisioni. Si tratta in definitiva di operare un cambio di mentalità: non è più la conoscenza l'obiettivo dell'analisi statistica, bensì la valutazione di quanto manca alla conoscenza perfetta (errore).

2.0 Geostatistica non parametrica per la valutazione dei rischi

La geostatistica non parametrica si basa sulla valutazione dell'incertezza, stimata dalla distribuzione di probabilità dei valori non noti, indipendentemente dalla stima. Tali distribuzioni sono date sottoforma di serie

di quantili opportunamente scelti e la cui determinazione dipende da tre fattori fondamentali: 1) *configurazione geometrica*; 2) *valori assoluti* e 3) *qualità dei dati*.

Nelle applicazioni a studi ambientali è possibile, mediante interpolazione, rappresentare queste distribuzioni sottoforma di isolinee della probabilità di superare o di non eccedere una determinata soglia critica, consentendo così di circoscrivere aree che abbisognano di un opportuno trattamento o di ulteriore campionamento.

Una questione fondamentale nell'analisi dei dati spaziali è stabilire l'affidabilità dei dati interpolati; le tecniche di interpolazione tradizionali, come la triangolazione, la media pesata con diversi tipi di funzioni peso o le *splines*, non forniscono alcuna misura dell'errore associato alla stima e non consentono pertanto alcuna valutazione dei rischi. Il vantaggio principale delle tecniche geostatistiche di interpolazione, essenzialmente il *kriging* ordinario, è quello di fornire oltre alla stima anche la sua varianza. Tuttavia, tranne che nel caso gaussiano, è necessario determinare preliminarmente il tipo di distribuzione degli errori per poter effettuare un'analisi dei rischi che risulti affidabile.

La maggior parte, inoltre, degli algoritmi di interpolazione, compreso il *kriging*, sono parametrici, nel senso che è ipotizzato (assunto) un determinato modello di distribuzione degli errori e che l'algoritmo permette di stimare i parametri caratteristici di tale modello (per es. media e varianza). Molto spesso si assume aprioristicamente che la distribuzione sia normale o per lo meno simmetrica. Tali modelli, in realtà, sono idonei a descrivere distribuzioni derivanti da errori di misura in ambiente altamente controllato, quale è quello di un laboratorio. Resta da verificare che possano venir utilizzati anche per rappresentare gli errori di interpolazione, almeno nelle comuni applicazioni ambientali.

La semplice descrizione dei dati non è mai lo scopo ultimo di una qualunque analisi statistica: l'interesse è, generalmente, di andare al di là dei dati, al fine di caratterizzare la popolazione da cui il campione è tratto (inferenza statistica). Una fase cruciale in ogni analisi di tipo geostatistico è rappresentata dalla modellizzazione delle funzioni di covarianza spaziale, utilizzando tutta l'informazione sperimentale disponibile, da cui derivano tutte le ulteriori elaborazioni (previsione, analisi dei rischi, simulazione stocastica).

Esistono due approcci distinti alla modellizzazione sia della stima che dell'incertezza: quello deterministico e quello probabilistico.

Un modello, in generale, è una rappresentazione imperfetta della realtà, che non si conosce mai perfettamente. Sebbene tale realtà sia unica, di essa sono possibili diverse rappresentazioni dipendenti dall'informazione disponibile e dall'obiettivo di studio. I modelli possono essere classificati come deterministici o probabilistici a seconda che venga fornita un'unica rappresentazione della realtà, ritenuta esatta, o più rappresentazioni, tutte ugualmente probabili, come conseguenza dell'incertezza associata ai valori non noti.

Un modello deterministico assegna ad ogni locazione non campionata (\mathbf{u}) un solo valore stimato ($z^*(\mathbf{u})$) per il valore non noto ($z(\mathbf{u})$), senza fornire alcuna informazione circa il potenziale errore di stima ($z^*(\mathbf{u}) - z(\mathbf{u})$). In tutte le applicazioni successive quella stima è assunta coincidente con il valore vero, l'errore essendo ritenuto nullo o trascurabile. Per un'analisi di tipo decisionale risulta invece di importanza cruciale stimare l'errore potenziale, $z^*(\mathbf{u}) - z(\mathbf{u})$, o meglio conoscere l'intervallo di variabilità dei possibili valori assunti da $z(\mathbf{u})$ e la probabilità di evenienza di ciascuno di essi (funzione di distribuzione di probabilità).

Anziché un unico valore stimato per $z(\mathbf{u})$, il modello probabilistico fornisce uno spettro di possibili valori con la corrispondente probabilità di evenienza. Una tale rappresentazione della realtà riflette la nostra conoscenza imperfetta circa la distribuzione dei valori assunti dal parametro z all'interno dell'area in esame. Mentre i modelli deterministici si basano generalmente sulla fisica dei processi, la maggior parte dell'informazione utilizzata in un modello probabilistico discende unicamente dai dati sperimentali. Per la modellizzazione della dipendenza spaziale non è necessaria, infatti, alcuna conoscenza dei processi fisici in gioco; quello che occorre invece è l'inferenza statistica dai dati sperimentali di un modello affidabile di covarianza spaziale.

2.1. Valutazione probabilistica dell'incertezza

Il concetto base della geostatistica predittiva è quello di considerare ogni valore non campionato (incognito), z , come una *variabile casuale*, la cui distribuzione di probabilità definisce l'incertezza associata a z . Una variabile casuale è dunque caratterizzata dalla proprietà di poter assumere una varietà di valori, secondo una data distribuzione di probabilità (frequenza).

La funzione di probabilità cumulata per una variabile continua

e regionalizzata (dipendente dalla locazione \mathbf{u}) Z (espressa da una lettera maiuscola) è definita nel modo seguente:

$$F(\mathbf{u}; z) = \text{Prob} \{ Z(\mathbf{u}) \leq z \} \quad [1]$$

ove F esprime la probabilità che la variabile Z , nella postazione \mathbf{u} , assuma valori non superiori ad una data soglia z .

Quando tale funzione si riferisce ad un insieme (n) di valori noti di Z in un intorno di \mathbf{u} , $\{Z(\mathbf{u}_\alpha); \alpha=1, \dots, n\}$, si parla di *funzione di probabilità condizionale ad (n)* e si usa la seguente notazione:

$$F(\mathbf{u}; z | (n)) = \text{Prob} (Z | \mathbf{u}) \leq z | (n) \} \quad [2]$$

Tale definizione si estende facilmente anche al caso di variabili casuale nominale, quale la tessitura, l'unità di paesaggio o la classe di drenaggio, che può assumere solo K valori distinti ($z_k, k=1, \dots, K$):

$$F(\mathbf{u}; z_k | (n)) = \text{Prob} \{ Z(\mathbf{u}) = z_k | (n) \} \quad k=1, \dots, K \quad [3]$$

Ove le K classi si considerano esaustive e mutuamente esclusive, nel senso che uno ed un solo stato z_k è possibile ad una data locazione \mathbf{u} . In tal caso la F esprime la probabilità di occorrenza di ciascuna classe k in un punto non campionato.

La prima delle espressioni di F ([1]) caratterizza l'incertezza "a priori" associata al valore non campionato $Z(\mathbf{u})$, indipendentemente dal set di dati sperimentali (n) ; la seconda ([2]), invece, è la probabilità "a posteriori", ottenuta prendendo in considerazione l'informazione contenuta in (n) .

Il compito, implicito o esplicito, di ogni algoritmo predittivo è quello di trasformare i modelli a priori dell'incertezza ([1]) in modelli a posteriori ([2]). Si noti come la funzione di probabilità condizionale, $F(\mathbf{u}; z | (n))$, dipenda da:

- 1 - la locazione \mathbf{u} ;
- 2 - la dimensione e configurazione geometrica dell'insieme dei dati (le locazioni $\mathbf{u}_\alpha; \alpha=1, \dots, n$);
- 3 - i valori assoluti dei dati (gli n valori $z(\mathbf{u}_\alpha)$).

Una volta definito il modello per la ([2]), è possibile ricavarsi vari intervalli di probabilità, come, per esempio, l'intervallo del 95% di probabilità, $[q(0.025); q(0.975)]$, così definito:

$$\text{Prob} \{Z(\mathbf{u}) \in [q(0.025); q(0.975)]\} = 0.95$$

con $q(0.025)$ e $q(0.975)$ rispettivamente i quantili 0.025 e 0.975 della funzione di probabilità cumulata ($F(\mathbf{u}; q(0.025)) = 0.025$).

L'approccio a variabile indicatrice (Castrignanò *et al.*, 1998a,b) è basato sull'interpretazione della probabilità condizionale ([2]) come il valor atteso di una variabile casuale indicatrice $I(\mathbf{u}; z)$, condizionale all'informazione relativa agli n campioni. Tale variabile è ottenuta mediante una trasformazione binaria della variabile Z così definita:

$$I(\mathbf{u}; z) = \begin{cases} 1 & \text{se } Z(\mathbf{u}) \leq z \\ 0 & \text{altrimenti} \end{cases} \quad [4]$$

Dalla [4] segue che il valore atteso della variabile indicatrice rappresenta la proporzione dei valori di I uguali ad 1, ovvero la probabilità che la variabile originaria $Z(\mathbf{u})$ sia inferiore o uguale al valore soglia z . Dalla definizione di valore atteso di una variabile casuale discreta si ha:

$$\begin{aligned} E\{I(\mathbf{u}; z) | (n)\} &= 1 * \text{Prob} \{I(\mathbf{u}; z) = 1 | (n)\} + 0 * \text{Prob} \{I(\mathbf{u}; z) = 0 | (n)\} \\ &= \text{Prob} \{I(\mathbf{u}; z) = 1 | (n)\} = \text{Prob} \{Z(\mathbf{u}) \leq z | (n)\} = F(\mathbf{u}; z | (n)) \end{aligned} \quad [5]$$

Dalla [5] si comprende facilmente l'importanza notevole che la variabile indicatrice riveste nella geostatistica non parametrica in quanto, in qualsiasi locazione \mathbf{u} e per qualsiasi valore soglia z , essa fornisce direttamente la probabilità che la variabile continua Z non superi la soglia prescelta. Tale definizione è facilmente estendibile anche al caso discreto, per qualsiasi insieme di categorie s_k : la variabile indicatrice rappresenterà in questo caso la probabilità che la categoria s_k sia presominante ad una data locazione \mathbf{u} .

2.2 Kriging

Applicando una delle tecniche del *kriging*, generalmente quello ordinario, alla variabile indicatrice, è quindi possibile ricavarsi la distribuzione spaziale della funzione di probabilità o dell'incertezza.

A questo punto è utile spendere alcune parole riguardo alla procedura di interpolazione. Il *kriging* (Isaak e Srivastava, 1989) è una raccolta di tecniche di regressione lineare generalizzata, che minimizza la varianza di stima, definita sulla base di un modello di covarianza/semivariogramma precedentemente scelto. Il *kriging* non-lineare non è altro che un *kriging* lineare applicato a qualche trasformazione non lineare dei dati (logaritmica, se

$z > 0$; a variabile indicatrice; normalizzante).

Le due tecniche di *kriging* stazionario, semplice (SK) e ordinario (OK) (Isaak e Srivastava, 1989), sono state tradizionalmente impiegate per fornire la *migliore stima lineare non distorta (BLUE)*, (z^*_{SK}), per i valori non campionati con i limiti fiduciali, di tipo gaussiano, definiti sulla base della varianza di *kriging* (σ_{SK}):

$$\text{Prob} \{ Z(\mathbf{u}) \in [z^*_{SK}(\mathbf{u}) \pm 2(\sigma_{SK})] \} \cong 0.95 \quad [6]$$

Sfortunatamente, però, le varianze di *kriging*, essendo indipendenti dai valori dei dati, permettono di confrontare fra loro solo configurazioni geometriche alternative. Ne segue pertanto che le varianze di stima del *kriging* non rappresentino, in generale, delle misure di precisione locale (*accuracy*), in quanto la varianza spaziale oltre che dalle posizioni reciproche dei dati dipende anche dai loro valori assoluti (presenza di *outliers*).

Fino ad oggi si è fatto un uso forse eccessivo del *kriging*, ritenendolo il "migliore" interpolatore in senso assoluto. Va precisato a tale riguardo che "migliore" è inteso nel senso di minimo errore della stima secondo il criterio dei minimi quadrati e relativamente a un dato modello di covarianza/semivariogramma. Minimizzare l'errore quadratico atteso non sempre può rappresentare il criterio di stima più adatto al problema in studio; talvolta, potrebbe essere preferibile, per esempio, minimizzare l'effetto di tale errore (funzione di perdita). La stima dell'errore riveste, come si è più volte ribadito, notevole importanza nell'*analisi decisionale*, in cui si richiede anche una distribuzione di probabilità del tipo $\text{Prob} \{ Z(\mathbf{u}) \leq z \mid (n) \}$ per la funzione casuale $Z(\mathbf{u})$. Queste considerazioni tenderebbero a ridurre l'utilità pratica del *kriging* e della geostatistica lineare nella risoluzione di molti problemi concreti incontrati nelle scienze ambientali. Fortunatamente, però, l'algoritmo del *kriging* possiede delle caratteristiche che gli consentono di determinare la distribuzione di probabilità ([2]). Queste proprietà costituiscono la base per due approcci distinti: quello *multigaussiano (MG)* e quello a *variabile indicatrice (IK)* (Journel, 1983).

- Se la funzione casuale è gaussiana multivariata, la stima e la varianza di *kriging* permettono di determinare la media e la varianza della distribuzione di probabilità cumulata. Essendo quest'ultima di tipo gaussiano, risulta completamente definita da questi due parametri e l'approccio (MG) è detto appunto parametrico. L'algoritmo corrispondente è rapido e non presenta particolari difficoltà di implementazione; le limitazioni principali derivano dalle proprietà peculiari del modello gaussiano (nell'estrapolazione dei valori estremi) e dal fatto che non sempre risulta idoneo al caso in esame.

• Se l'interesse dello studio è quello di stimare il valore atteso (media) di un dato attribuito in una data area, allora l'algoritmo da preferirsi è effettivamente il *kriging* basato sulla regressione ai minimi quadrati. La motivazione principale a tale scelta deriva da una proprietà, facilmente dimostrabile, che il valore atteso della variabile $Z(\mathbf{u})$ coincide con il valore atteso delle stime di *kriging*. Nel caso, invece, in cui l'obiettivo dell'indagine è la determinazione della distribuzione spaziale dell'incertezza, occorre seguire un approccio alternativo. In tal caso, come si è visto, si considera, anziché la funzione originaria $Z(\mathbf{u})$, la sua trasformata binaria, la variabile indicatrice $I(\mathbf{u}; z)$. Il *kriging* di quest'ultima fornisce la miglior stima del valore atteso condizionale agli n punti sperimentali della funzione di probabilità cumulata di $Z(\mathbf{u})$.

Si noti come in questo caso l'applicazione del *kriging*, detto *kriging a variabile indicatrice* (IK), non è finalizzato alla stima del valore non campionato $Z(\mathbf{u})$ o della sua trasformata binaria $I(\mathbf{u}; z)$, bensì alla determinazione di un modello per la distribuzione di probabilità e, quindi, dell'incertezza associata a $Z(\mathbf{u})$. L'algoritmo IK è detto anche non parametrico, nel senso che la funzione di probabilità non viene stimata attraverso i parametri caratteristici di un modello assunto, ma i suoi valori, corrispondenti alle diverse soglie, vengono calcolati utilizzando unicamente tutta l'informazione sperimentale disponibile. Ai valori così ottenuti viene quindi adattata una funzione monotona crescente, variabile nell'intervallo $[0, 1]$, generalmente rappresentata da una spezzata, che consente di determinare l'incertezza di Z su tutto il suo campo di variabilità.

Sintetizzando, riguardo al metodo proposto si può affermare che:

1) le nuove tecniche geostatistiche non-parametriche pongono come priorità non la stima ottimale, bensì la modellizzazione dell'incertezza.

2) Il modello dell'incertezza è indipendente dal particolare criterio di ottimizzazione della stima prescelto, ma è funzione unicamente dei dati disponibili.

3) Tale modello è rappresentato sottoforma di distribuzione di probabilità piuttosto che come errore o varianza di stima.

4) La probabilità che il valore stimato in un punto ecceda o sia inferiore ad una data soglia è espressa come la proporzione dei dati ricadenti al di sopra o al di sotto della suddetta soglia.

5) Il modello di probabilità ricercato tiene conto: a) della vicinanza di ciascun dato alla locazione non campionata; b) della particolare soglia considerata e c) della specificità dei dati utilizzati.

2.3 Una nota sul kriging disgiuntivo

Il *kriging disgiuntivo* (DK) (Matheron, 1976), (Z^*_{DK}), generalizza la definizione del *kriging* ordinario, come operatore a media pesata, nel modo seguente:

$$z^*_{DK}(\mathbf{u}) = \sum_{\alpha=1}^n f_{\alpha}(z(\mathbf{u}_{\alpha})) z(\mathbf{u}_{\alpha}) \quad [7]$$

ove i pesi sono stati sostituiti da funzioni (f_{α}) generalmente non lineari dei dati.

Il DK può essere usato come l'IK per derivare modelli di funzioni di probabilità cumulata e, quindi, per caratterizzare l'incertezza associata a $Z(\mathbf{u})$. Contrariamente, però, all'approccio IK, in cui le covarianze dirette e incrociate della variabile indicatrice vengono ricavate direttamente dai dati, il formalismo DK si basa su modelli parametrici della distribuzione bivariata e richiede delle assunzioni piuttosto restrittive.

Il modello della distribuzione bivariata in DK risulta completamente definito dalla trasformazione dei dati originari e dalla funzione di covarianza dei dati trasformati. Resta tuttavia ancora da risolvere il seguente problema: Quale tipo di trasformazione impiegare? Generalmente si opta per quella gaussiana, perché offre notevoli vantaggi, tuttavia presenta anche degli inconvenienti, soprattutto per i valori estremi.

Serve a questo punto sottolineare che la natura raramente è gaussiana e che le distribuzioni spaziali dei parametri, oggetto di studio nelle scienze geologiche e ambientali, presentano generalmente delle distribuzioni fortemente asimmetriche.

Per tali ragioni si ritiene che DK debba essere convenientemente sostituito, almeno nelle analisi di tipo ambientale, dall'approccio più robusto del *kriging* IK (Journel, 1984).

3.0 L'applicazione della geostatistica non parametrica in agricoltura

In molte parti del mondo il suolo manca dei più importanti principi nutritivi per le piante, indispensabili per ottenere rese economicamente accettabili; analogamente, alcuni suoli possono soffrire per carenze o ecces-

si di alcuni elementi che, pur presenti in tracce, sono tuttavia fondamentali alla fisiologia delle piante. Tali limitazioni possono pertanto ridurre le rese o abbassare il valore nutritivo delle colture da destinare all'alimentazione umana o animale. Nei climi aridi, inoltre, a causa anche dell'eccessiva evapotraspirazione, il suolo può risultare spesso troppo salino o alcalino perché la crescita e/o la resa di gran parte delle colture non ne siano sensibilmente influenzate. In tali circostanze gli agricoltori tendono a porre rimedio alle limitazioni del suolo, intervenendo con la concimazione o con l'apporto di opportune quantità di microelementi o, in caso di salinità, con un eccesso di acqua di irrigazione e/o con l'aggiunta di gesso, in caso di alcalinità. In Italia, inoltre, sono stati istituiti dei servizi regionali, presposti appunto all'analisi dei terreni e all'assistenza tecnica agli agricoltori; le indicazioni operative fornite dagli esperti si basano essenzialmente sul confronto fra i valori effettivi riscontrati e alcune soglie critiche relative alle concentrazioni dei nutrienti principali o dei microelementi o dei sali presenti nel suolo o del pH o della conducibilità elettrica, a seconda della particolare limitazione riscontrata. Se, ad esempio, la concentrazione di un dato nutriente risulta inferiore al valore soglia, all'agricoltore viene consigliato di applicare una concimazione o di aggiungere dei sali minerali nella razione alimentare del bestiame. Al contrario, se la conducibilità elettrica, il SAR (rapporto di adsorbimento del sodio) o il pH superano dei valori critici fissati, anche in questo caso si consiglia di intervenire opportunamente sul suolo. Ovviamente le quantità di fertilizzante consigliate variano in funzione della riserva del suolo e delle esigenze nutritive delle diverse colture nelle differenti fasi del ciclo di crescita. Nella maggior parte dei casi, tuttavia, tali indicazioni si limitano solamente a dire se intervenire o meno; i rimedi proposti, tuttavia, possono essere anche molto costosi e debbono quindi essere valutati oculatamente, prendendo in considerazione tutte le diverse opzioni possibili, al fine di ridurre i costi di produzione e i rischi di impatto ambientale.

Il suolo, inoltre, varia con continuità sia in superficie che in profondità, mentre le misure su cui si basano le raccomandazioni tecniche necessariamente sono in numero limitato e non ricoprono completamente l'area in esame. Ciò aggiunge ulteriore complicazione all'attività dell'agricoltore o del gestore del territorio, che si trova spesso a prendere delle decisioni e ad effettuare delle scelte sulla base di stime inevitabilmente affette da errore. L'agricoltore può, pertanto, trovarsi di fronte ad un dilemma (cosa fare?), soprattutto se il valore stimato è vicino alla soglia critica. Alcuni dei problemi che deve più comunemente risolvere sono del tipo: E' opportuno applicare qualche trattamento costoso per controllare l'alcalinità, anche nell'eventualità che non risulti effettivamente necessario, perché il pH è stato stimato in eccesso? Come comportarsi nel caso in cui un microelemento su-

peri solo di poco la soglia critica? Conviene applicare il fertilizzante o, alternativamente, assicurare il bestiame con una polizza?

In sintesi, ciò che occorre sapere all'agricoltore è la probabilità che i valori stimati superino o cadano al di sotto di valori critici, ovvero l'incertezza della propria stima, perché ciò gli consente una valutazione obiettiva del rischio associato alla propria scelta.

L'approccio precedentemente descritto della geostatistica probabilistica, che consiste in una combinazione di a) stima; b) determinazione della distribuzione di probabilità e c) valutazione dei rischi, dovrebbe, dunque, apparire molto attraente per il divulgatore agricolo, presposto all'assistenza tecnica del personale agricolo. Il vantaggio principale risiederebbe nella possibilità di mettere l'agricoltore in grado di operare in maniera consapevole, valutando criticamente le possibili soluzioni al proprio problema.

Fino ad oggi non ci risulta che si sia mai fatto alcun tentativo di accompagnare le raccomandazioni tecniche con delle stime quantitative della probabilità o che si siano prodotte mappe di probabilità relative all'area sottoposta a campionamento.

4. Esempi di applicazione del metodo proposto

A titolo di esempio per valutarne la fattibilità e il potenziale uso in agricoltura, il metodo proposto è stato applicato ad un campo dell'Istituto Sperimentale Agronomico, situato in agro di Rutigliano (Ba), coltivato a favino al momento del campionamento del suolo (Castrignanò *et al.*, 1999). L'obiettivo della prova era quello di produrre mappe dettagliate della fertilità del campo e, in particolare, di studiare l'evoluzione temporale dell'azoto minerale nel suolo successivamente all'interramento del favino.

Il campo in esame ha un'estensione di 42x80 m; il suolo è di spessore variabile, argilloso e con un buon contenuto in scheletro soprattutto in profondità (2.9 - 3.7%), il che ne migliora le proprietà idrauliche. Precedentemente all'interramento del favino, lo stato arato del suolo è stato fatto oggetto di un intenso campionamento, secondo una griglia rettangolare (7x10 m), prelevando campioni disturbati di terreno a due profondità (0-20 cm e 20-40 cm), per un totale di 48 campioni per ciascun livello. I campioni sono stati quindi analizzati in laboratorio per la determinazione dei nitrati ($N-NO_3$) e dell'ammonio scambiabile ($N-NH_4$).

L'approccio geostatistico non-parametrico seguito è consistito

nella trasformazione binaria dei dati analitici in quelli corrispondenti della variabile indicatrice, assumendo come valori soglia i 3 quantili (0.25; 0.50 e 0.75) per ciascuno dei due parametri studiati relativi alle due profondità.

Ai variogrammi della variabile indicatrice, per entrambi i parametri e le profondità, sono stati adattati dei modelli sferici, tutti con lo stesso range di 24 m. Ciò sta ad indicare che la variabilità esaminata è essenzialmente di tipo a corto raggio, derivante dalle dimensioni ridotte del campo in studio e dalle proprietà particolari degli ioni analizzati, caratterizzati da buona mobilità.

Ai valori della variabile indicatrice, sulla base dei precedenti modelli di semivariogramma, è stato applicato il *kriging* ordinario, al fine di stimare la distribuzione spaziale delle probabilità condizionali che le concentrazioni di nitrati e ione ammonio, alle due profondità campionate, si mantengano al di sotto dei valori soglia prescelti.

Nelle figure 1 e 2 (*Appendice Tav. 1*) sono riportate le mappe ai falsi colori delle suddette probabilità per i nitrati a ciascuna delle profondità. I quantili (0.25; 0.50 e 0.75) per lo strato 0-20 cm sono risultati, rispettivamente: 1.22, 1.49 e 1.70 ppm e per lo strato 20-40 cm: 1.30, 1.48 e 1.78 ppm.

Ciò che appare evidente dall'analisi delle suddette mappe è l'elevata correlazione fra i valori corrispondenti alle due profondità; anche i quantili corrispondenti non presentano differenze significative. Il suolo campionato, per tutto il profilo considerato, potrebbe, approssimativamente, essere diviso in due zone parallelamente alla direzione N-S: la metà destra, in cui elevata è la probabilità di trovare i valori più bassi, e quella sinistra in cui prevalgono i valori più elevati.

A questo punto urge sottolineare che le diverse gradazioni dei colori, dai toni freddi (azzurro) a quelli caldi (rosso), rappresentano una scala crescente di probabilità (0-1). In particolare, la mappa corrispondente al quantile 0.25 indica, in corrispondenza delle zone rosso-gialle, una probabilità del 70-90% che, per lo strato 0-20 cm, le concentrazioni di nitrati siano inferiori a 1.22 ppm. Assumendo che tale valore possa essere indicativo di una carenza d'azoto nel suolo, nei periodi di maggiore richiesta nutritiva da parte della coltura in atto, l'agricoltore potrebbe dedurne la necessità di intervenire con una fertilizzazione azotata, essendo meno del 30% la probabilità che tale concimazione non sia necessaria.

Passando ad esaminare la mappa corrispondente al quantile più elevato (0.75), si può notare come nella metà sinistra del campo (zone verde-giallo) sussista una probabilità residua del 30% che la concentrazione di

nitriti superi il valore soglia di 1.70 ppm. Nell'ipotesi che tale valore, date le particolari proprietà idrologiche del terreno caratterizzato da alta conducibilità idraulica satura e insatura per la presenza di scheletro, costituisca una soglia critica, le suddette zone potrebbero essere classificate a rischio per la probabile lisciviazione dei nitrati, con pericolo di inquinamento della falda idrica (ammesso che essa sia presente nel sito in esame).

Ovviamente la validità del metodo proposto assume una valenza pratica, se lo si applica a scala territoriale, quindi su di un'area sensibilmente maggiore del campo agronomico e se i valori soglia vengono oculatamente scelti durante il ciclo colturale in funzione sia delle caratteristiche pedologiche che delle esigenze nutritive della coltura, al fine di ottimizzare la concimazione azotata e ridurre il rischio di impatto ambientale.

Nelle figure 3 e 4 (*Appendice Tav. 2*) sono riportate le mappe analoghe alle precedenti, corrispondenti all'ammonio scambiabile. Dal punto di vista strutturale non si notano differenze di rilievo fra le due profondità; anche in questo caso il campo, per l'intero profilo, può approssimativamente essere diviso in due zone E-O: la metà di destra in cui prevalgono i valori più elevati e quella sinistra in cui è alta la probabilità di trovare i valori più bassi. Due differenze di rilievo si possono tuttavia rilevare rispetto alle mappe dei nitrati: la prima riguarda i valori dei quantili (1.37, 1.63 e 1.94 ppm per 0-20 cm; 1.48, 2.22 e 2.72 ppm per 20-40 cm), sensibilmente più elevati nello strato più profondo rispetto a quello superficiale, indicando uno spostamento dello ione ammonio in profondità, per effetto dell'acqua piovana e dell'irrigazione. Questa stratificazione non era stata notata per i nitrati, molto probabilmente per l'estrema mobilità di questi ioni e/o per la loro rapida assimilazione da parte delle piante.

L'altra differenza è nella disposizione relativa delle zone "alte" e "basse": per lo ione ammonio le zone alte sono nella metà destra mentre per i nitrati in quella di sinistra, il che sembrerebbe indicare una correlazione negativa fra questi due ioni.

A questo punto serve sottolineare come queste proprietà, messe in luce dall'analisi geostatistica, non apparivano in una trattazione statistica classica. Il coefficiente di correlazione risultava significativo e positivo (0.65) solo per lo ione ammonio misurato alle due profondità, ma non per i nitrati, mentre si è potuto constatare come le stesse strutture spaziali si ripetano anche per i nitrati lungo l'intero profilo di suolo esaminato.

Per quanto riguarda, inoltre, la correlazione fra i due ioni, questa è risultata significativa e positiva (0.63) solo per i valori misurati nello strato più superficiale: il ribaltamento delle zone alte e basse fra i due cam-

pioni non risultava quindi dall'analisi statistica classica. Una probabile spiegazione di ciò risiede nel fatto che l'analisi di correlazione tradizionale non tiene conto della localizzazione spaziale dei dati e del loro grado di correlazione spaziale.

Un altro potenziale impiego del metodo proposto è nella valutazione del rischio di contaminazione del suolo (Goovaerts *et al.*, 1996). Un obiettivo importante in molte analisi territoriali è quello di delimitare le zone in cui vi possono essere presenti nel suolo delle sostanze tossiche. Fra quest'ultime sono da includere i metalli pesanti che possono venir depositati dalle sostanze inquinanti derivanti dalle attività dell'uomo: industrie manifatturiere, scoli fognanti, traffico di autoveicoli, allevamenti animali, aziende agricole, o essere presenti nelle rocce madri. Gli organi giurisdizionali preposti alla salvaguardia dell'ambiente fissano dei valori soglia per le concentrazioni dei metalli, che hanno il valore di dispositivi di legge. La Comunità Europea ha posto dei valori massimi per i metalli pesanti per cui, ad esempio, non si possono applicare ad un territorio dei liquami che possano far innalzare tali concentrazioni al di sopra dei valori limite consentiti dalla legge.

Il primo passo per un'analisi del genere consiste, ovviamente, nel campionare il suolo e nel determinare le concentrazioni dei metalli nei punti di campionamento. I valori così ottenuti, dopo una preliminare analisi strutturale, basata sull'inferenza del modello di variogramma, possono venir interpolati mediante una delle tecniche del *kriging*. Come è stato ampiamente sottolineato in questa nota, vi è sempre una qualche incertezza (errore) associata alla stima interpolata con il *kriging* o con qualsiasi altro metodo di interpolazione; ogni decisione presa solamente sulla base di tale stima comporta pertanto sempre un certo rischio di dichiarare "non contaminato" un posto non campionato, mentre in realtà è contaminato o, viceversa, dichiararlo "tossico", quando in realtà non lo è. In una situazione del genere, in cui urge prendere una decisione, è più importante valutare il rischio di contaminazione di una zona che stimarne la concentrazione.

L'approccio non-parametrico della geostatistica consente di esprimere l'incertezza insita nella stima in termini di rischio. Un altro notevole vantaggio è quello di poter tenere conto anche di informazione di tipo "soft", come classificazione pedologica o geologica, destinazione d'uso del territorio, che può essere facilmente ricavata dalle diverse carte dei suoli (Goovaerts e Journel, 1995). Le concentrazioni e le probabilità di superamento delle soglie critiche possono venir quindi stimate e mappate: è possibile quindi delimitare le zone e classificarle in base alla probabilità che l'inquinante superi il limite consentito. Tale delimitazione può essere effettuata assumendo che l'inquinamento di un terreno agrario sia più grave di quello

destinato, per esempio, ad uso forestale o industriale. Ovviamente, l'eventuale bonifica o ulteriore campionamento verranno dapprima effettuati in quelle zone in cui più alta è la probabilità di contaminazione.

5.0 Conclusioni

Questi ed altri esempi, tratti dal mondo agrario ed ambientale, mostrano chiaramente come l'approccio proposto della geostatistica non parametrica, che utilizza la trasformazione alla variabile indicatrice, possa venire facilmente e direttamente applicato alle analisi del suolo.

I divulgatori agricoli, preposti dalle regioni all'assistenza tecnica, già stimano le concentrazioni dei costituenti del suolo e consigliano gli agricoltori se intervenire o meno con qualche procedura. Analogamente gli organismi preposti alla salvaguardia dell'ambiente sono spesso sollecitati ad assumere delle decisioni, anche assai delicate per le conseguenze sulla salute pubblica, circa la necessità di effettuare una decontaminazione in un luogo ritenuto potenzialmente inquinato o di optare per altre soluzioni alternative, quali il cambiamento della destinazione d'uso del territorio.

Le mappe di probabilità del superamento di certi valori critici consentono la valutazione dei rischi connessi con tali decisioni. Esistono, tuttavia, diversi modi di interpretare tali mappe, producendo, di conseguenza, diverse suddivisioni fra aree inquinate e non. La scelta di una particolare soglia di probabilità quale criterio di classificazione è un fatto essenzialmente soggettivo e non propriamente geostatistico; dipende da motivazioni di ordine politico e sociale concernenti il livello di rischio accettabile. La geostatistica, tuttavia, fornisce un valido sussidio nell'effettuare tali scelte e pertanto il nuovo approccio dovrebbe essere attentamente considerato nell'ambito di una gestione eco-compatibile dell'ambiente.

6.0 Bibliografia

- CASTRIGNANÒ A., LEONE A.P., STELLUTI M. (1998a). A new geostatistical non-parametric approach for estimating soil salinity. Atti del "First International Meeting on: *Salinity as a Limiting Factor for Agricultural Productivity in the Mediterranean Basin*", Napoli, 24-25 marzo, 1997: 123-140.
- CASTRIGNANÒ A., MAZZONCINI M., GIUGLIARINI L., RISALITI R. (1998b). A Geostatistical Approach to Management Decision Making in Alkali Soil Improvement. *Ital. J. Agron.*, 2, 2: 133-140.
- CASTRIGNANÒ A., GIGLIO L., STELLUTI M. (1999). Application of Non-Parametric Geostatistics to Agriculture. Atti del workshop on *Correlated Data Modeling. The Estimating function Approach*. Università degli Studi di Trieste. Trieste 22-23 ottobre, 1999.

- GOOVAERTS P., JOURNEL A.G. (1995). Integrating soil map information in modelling the spatial variation of continuous soil properties. *European Journal of Soil Science*, 46: 397-414.
- GOOVAERTS P., WEBSTER R., DUBOIS J.P. (1996). Assessing the risk of soil contamination in the Swiss Jura using indicator geostatistics. *Environmental and Ecological Statistics*, 3.
- ISAAKS E., SRIVASTAVA R. (1989). *An Introduction to Applied Geostatistics*. Oxford University Press, New York.
- JOURNEL A.G. (1983). Non-parametric estimation of spatial distributions. *Mathematical Geology*, 15: 445-468.
- JOURNEL A.G. (1984). *Geostatistics for the Environmental Sciences*. EPA project n° CR 811893. Technical report, US EPA, EMS Lab, Las Vegas, NV.
- MATHERON G. (1970). *La Théorie des Variables Régionalisées et ses Applications*. Fascicule 5, Les Cahiers du Centre de Morphologie Mathématique, Ecole des Mines de Paris, Fontainebleau, 212 pp.
- MATHERON G. (1976). A simple substitute to conditional expectation: the disjunctive kriging. In M. Guarascio *et al.* (editori). *Advance geostatistics in the mining industry*. Reidel, Dordrecht: 221-236.

LA ZONAZIONE DEL TERRITORIO PER LA GESTIONE AGRONOMICA DEI FANGHI DI DEPURAZIONE CON L'AIUTO DELLA GEOSTATISTICA NON LINEARE

Stefano Bocchi

Dipartimento di Produzione Vegetale, Sezione Agronomia,
Università degli Studi, Via Celoria 2, 20133 Milano

Riassunto

La quantità di fanghi di depurazione distribuibile su terreni coltivati è fissata per legge in funzione delle caratteristiche del terreno ricevente, in particolare in base al pH e alla CSC (capacità di scambio cationico o CSC). I numerosi dati analitici oggi disponibili in molte zone consentono di applicare opportune tecniche di analisi geostatistica per identificare aree soggette a gestione agronomica differenziata. In questo lavoro si sono utilizzati 442 bollettini di analisi fisico-chimica dei terreni della provincia di Cremona per produrre, tramite la tecnica dell'indicator kriging, una mappa delle quantità massime distribuibili di fanghi, secondo le indicazioni del D.P.R. n° 99 del 27 gennaio 1992.

I risultati dimostrano che, senza effettuare campionamenti aggiuntivi, è già possibile suddividere buona parte del territorio in aree caratterizzate da un diverso livello di distribuzione potenziale. In particolare, la zona dove è possibile distribuire la dose massima (22,5 t di sostanza secca nel triennio), identificata con una probabilità del 70%, è situata nella parte sud-orientale della provincia, mentre nel settore centrale e nord-occidentale si trovano zone a minore attitudine ricettiva (15 o 7,5 t di sostanza secca nel triennio).

Introduzione

I fanghi di depurazione delle acque civili ed industriali rappresentano una risorsa per l'attività agricola. Tuttavia, secondo il D.P.R. n° 99 del 27 gennaio 1992, allo scopo di "evitare effetti nocivi sul suolo, sulla vegetazione, sugli animali e sull'uomo", i fanghi possono essere distribuiti so-

lo previa autorizzazione, rilasciata in base ad accertamenti relativi alle concentrazioni di alcuni metalli pesanti (Cd, Cu, Ni, Pb, Hg) che nel terreno non devono superare precisi limiti. Il fango da distribuire deve inoltre aver subito processi che assicurino che il materiale sia stabilizzato e igienizzato. Anche la presenza di coliformi, elminti e salmonelle deve rientrare nei limiti previsti dal D.P.R. stesso e per tale ragione devono essere effettuate analisi finalizzate anche al controllo di sostanze tossiche e di metalli pesanti. Del resto viene vietato l'uso di fanghi che non abbiano almeno il 20% di carbonio organico, lo 0,4% di fosforo totale e l'1,5 % di azoto totale.

Le diverse competenze e responsabilità vengono affidate a Regione e Provincia. La prima rilascia le autorizzazioni per le attività di raccolta, trasporto, stoccaggio, condizionamento e utilizzazione. Essa può stabilire ulteriori limiti in relazione alle caratteristiche ambientali (pedoclimatiche, idrologiche, colturali, tipologie insediative territoriali ecc.) e tecniche (modalità di trattamento e distribuzione dei materiali proprie della zona). Può, inoltre, predisporre piani di utilizzazione agricola in base alle suddette caratteristiche ambientali con criteri di ottimizzazione non solo agronomica, ma anche logistica (rete viaria, tipologia di trasporti ecc.). Il controllo è affidato alle province. Risulta chiaro quindi come per una applicazione della legge sia necessaria una profonda conoscenza del territorio.

In particolare il decreto, oltre a diverse altre prescrizioni relative alla modalità d'uso e all'applicazione agronomica del fango, indica le quantità distribuibili su terreno agrario, variabili in funzione di pH e CSC (Figura 1 - *Appendice Tav. 3*).

Molte analisi dei terreni sono state effettuate negli scorsi decenni da parte di Istituti pubblici e privati, allo scopo di preparare dei piani di fertilizzazione a livello aziendale. Tali dati sono stati spesso georeferenziati e costituiscono ora banche dati utili per lo studio del territorio e la redazione di carte a scopo applicativo.

Questi insiemi di dati possono ora essere analizzati per produrre carte tematiche ove vengono rappresentati gli andamenti delle variabili di interesse su tutto il territorio, attraverso procedure di interpolazione. Per questo è opportuno ricorrere non tanto alla statistica classica, che non consentirebbe di approfondire analisi della struttura della variabilità spaziale, quanto alle metodologie geostatistiche. Queste permettono di migliorare l'indagine sulla qualità del dato di partenza e forniscono indicazioni sulla qualità del processo di stima della variabile nei punti non campionati.

Il dato analitico di partenza può infatti subire l'influenza di diverse fonti di errore, fra le quali: a) le procedure di campionamento, b) i pro-

cessi di determinazione analitica che possono diversificarsi all'interno dello stesso laboratorio e tra i laboratori che operano nel territorio. A ciò si sommano gli errori e le distorsioni dovuti al processo di stima: il processo di analisi geostatistica deve quindi fornire un indicatore di attendibilità dell'informazione generata o, al pari, un indicatore del rischio che si corre basando decisioni sui dati derivati.

Nel presente lavoro si è applicata una tecnica geostatistica (*indicator kriging*) nell'analisi di una base di dati della provincia di Cremona, relativa alle caratteristiche fisico-chimiche dei terreni agrari al fine di:

- produrre cartografia tematica utile come supporto alle decisioni e al controllo, in grado di indicare in termini probabilistici la possibilità di distribuire fanghi in dosi diverse;
- individuare nel processo di acquisizione, immagazzinamento ed elaborazione statistica di dati territoriali nuove procedure migliorative di analisi e rappresentazione dell'informazione agronomica.

Materiali e metodi

Area di studio e provenienza dei dati

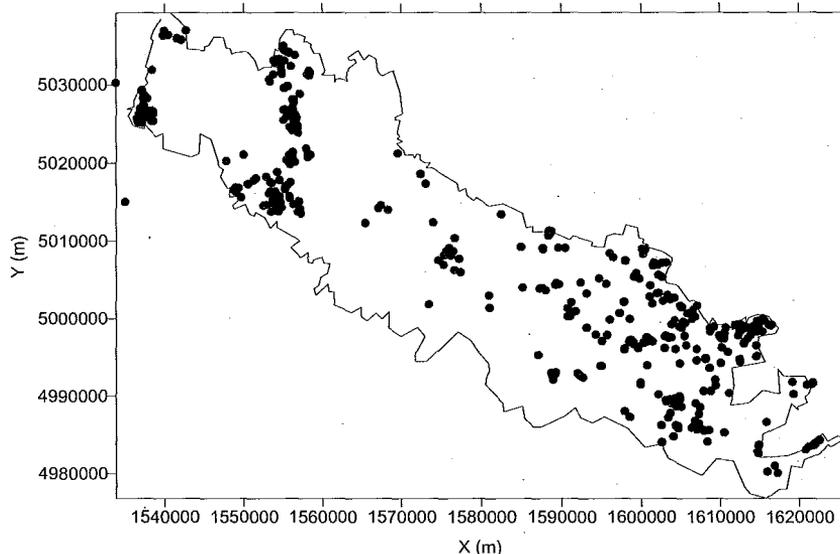
Sono state utilizzate le analisi dello strato arato dei terreni agrari raccolte nel corso degli ultimi 10 anni nella provincia di Cremona. La maggior parte delle analisi disponibili comprende le determinazioni di granulometria, sostanza organica e pH, mentre la CSC è stata determinata meno frequentemente. L'area coperta dai campioni disponibili corrisponde alla intera provincia di Cremona (Figura 2).

Nella Tabella 1 sono riportate alcune statistiche descrittive dei dati utilizzati. I punti nei quali la CSC assume valori inferiori ad 8 e quelli in cui il pH è minore di 6 erano poco numerosi e non sufficienti per l'analisi geostatistica. Sono pertanto stati esclusi dall'analisi.

Tabella 1 - Statistiche descrittive dei dati utilizzati

Parametro	Numero dati validi	Minimo	Massimo	Media	Deviazione standard
Sabbia (%)	442	2	84	41	18
Limo (%)	442	8	71	41	12
Argilla (%)	442	2	52	17	10
CSC (meq 100 g ⁻¹)	442	8	43	17	6
pH	442	6	9	7	1
CaCO ₃ totale (%)	314	0	36	7	7

Figura 2 - Il territorio della provincia di Cremona e i punti di campionamento (coordinate UTM)



La provincia di Cremona si estende su 177.057 ha di cui 137.915 di SAU. Gli elementi geografici e morfologici più rilevanti del territorio, collocato al centro della parte meridionale della Lombardia, interamente pianeggiante, risultano connessi con l'evoluzione della idrografia. Adda, Oglio e Po circondano la Provincia su tre lati; la pendenza delle superfici passa dallo 0,5 - 1% nelle aree collocate a Nord allo 0,2 % medio in quelle a Sud della linea delle risorgive. La granulometria dei depositi diminuisce da Nord a Sud, passando dalle ghiaie e sabbie della cosiddetta "alta pianura" alle alternanze di limi, argille e sabbie della "bassa pianura".

Analisi geostatistica

Il Kriging è una tecnica mediante la quale si effettuano stime ottimali, non distorte, di una variabile, in punti non campionati. Ciò viene fatto attraverso una analisi strutturale e utilizzando il set di dati sperimentali. Con tale tecnica viene ricavato anche un termine di errore che fornisce una sorta di misura dell'affidabilità delle stime.

Le forme più semplici di kriging presuppongono stazionarietà, con il kriging ordinario (OK) è possibile tenere conto delle variazioni locali

della media attraverso la limitazione del dominio di stazionarietà della stessa. OK filtra la media richiedendo che la somma dei pesi di kriging sia uguale ad 1. Deutsch e Journel (1998) definiscono lo stimatore di OK derivato da quello del kriging semplice: in quest'ultimo però il valore m della media è costante, mentre in OK viene stimato $m(\mathbf{u})$ in ogni locazione \mathbf{u} , la cui estensione può essere definita all'inizio del processo di stima.

Un limite dell'OK, tuttavia, è che la varianza dei dati osservati è mantenuta nella varianza dei dati stimati dal kriging ordinario solo se la distribuzione dei dati è normale. In generale, tuttavia, e in particolare quando il numero di punti campionati è ridotto, non è frequente utilizzare set di dati distribuiti normalmente. Una possibilità per il superamento di questo limite consiste nella trasformazione dei dati originali. In tal modo, però, si rischia di manipolare i dati in modo improprio, aggiungendo informazioni spurie ed eliminando gli outliers. Di conseguenza, se, come spesso accade in studi di tipo ambientale, si è interessati anche ai valori estremi della variabile di interesse, il kriging ordinario non è più un valido strumento di previsione della stima della precisione.

Un'alternativa è allora quella di applicare il kriging ordinario ad una variabile indicatrice, che può assumere valori di 0 oppure 1 a seconda che i valori originali siano più alti (o più bassi) del livello soglia che si prende in considerazione. Il risultato è una mappa della probabilità che tale valore soglia non sia superato. E' infatti dimostrabile (Goovaerts e Journel, 1995) che il valore atteso della variabile indicatrice è uguale alla probabilità che il valore stimato sia più alto (o più basso) della soglia prescelta. La probabilità è qui intesa come il rapporto fra il numero di casi in cui il valore reale è minore del valore soglia e il numero di casi totali.

Cross validation

La *cross validation* è stata applicata allo scopo di valutare la bontà dei semivariogrammi stimati per le variabili indicatrici di pH e CSC. Essa consiste nel calcolo del valore del parametro studiato in ciascun punto di misura senza includere il punto stesso fra quelli utilizzati per la stima. In tal modo si ottiene una stima indipendente del valore del parametro in un punto in cui il dato reale è noto. In ogni punto i si hanno quindi un valore reale O_i e un valore stimato P_i . Tale operazione viene ripetuta per ogni punto di campionamento. Il confronto tra valori reali e stimati è stato sintetizzato con queste statistiche:

$$\text{Errore Medio (EM)} = \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - P_i)}{n}$$

$$\text{Errore Medio Assoluo (EMA)} = \frac{\sum_{i=1}^n |O_i - P_i|}{n}$$

$$\text{Errore Quadratico Medio (EQM)} = \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - P_i)^2}{n}$$

$$\text{Varianza Media di Kriging (VMK)} = \frac{\sum_{i=1}^n \text{Varianza_di_Kriging}_i}{n}$$

Varianza Ridotta (VR) = $\frac{EQM}{VMK}$, che descrive quanto sono simili le varianze della popolazione di valori osservati e stimati dal kriging.

Software

Il calcolo della variabile indicatrice è stato effettuato con un programma scritto *ad hoc*. Per il calcolo delle semivarianze, la stima del modello di semivariogramma e la spazializzazione tramite *kriging*, si sono utilizzati i programmi compresi nel pacchetto GSLIB (Deutsch e Journel, 1998), alcuni programmi di Stein (1993) e i programmi forniti dalla FAO (Bogaert *et al.*, 1995). Per la produzione di mappe si è utilizzato il programma *Surfer for Windows* (Golden Software, 1994), con il quale si è preparato un apposito script per automatizzare la creazione della mappa finale.

Risultati

Semivariogrammi delle variabili indicatrici

Allo scopo di raggiungere la stessa accuratezza per entrambe le variabili, le variabili indicatrici (considerate stazionarie) sono state calcolate

utilizzando i 442 punti nei quali erano stati misurati sia il pH sia la CSC, sulla base di queste regole:

- variabile indicatrice per la CSC: vale 1 se la CSC è compresa tra 8 e 15, vale 0 se la CSC è maggiore di 15; i casi in cui la CSC è minore di 8 non sono stati considerati, in quanto non sufficientemente numerosi;

- variabile indicatrice per il pH: vale 1 se il pH è compreso tra 6 e 7,5, vale 0 se il pH è maggiore di 7,5; i casi in cui il pH è minore di 6 non sono stati considerati, in quanto non sufficientemente numerosi.

Il modello di semivariogramma adattato alle semivarianze $[\gamma(h)]$ delle variabili indicatrici è di tipo sferico (Figura 3):

$$\gamma(h) = C_0 + C_1 \cdot Sph\left(\frac{h}{a}\right),$$

dove :

$$C_1 \cdot Sph\left(\frac{h}{a}\right) = C_1 \cdot \left[1.5 \frac{h}{a} - 0.5 \left(\frac{h}{a}\right)^3 \right] \quad \text{se } h \geq a;$$

$$C_1 \quad \text{se } h \leq a.$$

con:

C_0 = “nugget”, varianza di tipo casuale dovuta a errore di campionamento e di misura;

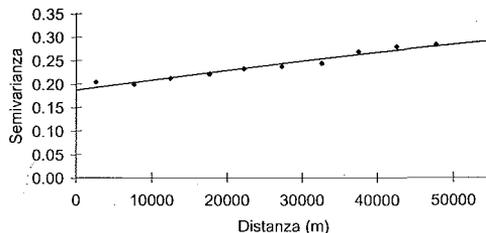
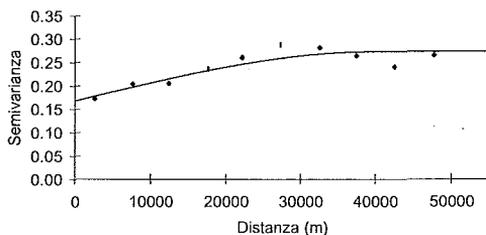
C_1 = “sill”, varianza strutturale dovuta alla continuità dei punti;

a = “range”;

h = distanza tra i punti considerati.

Figura 3

Semivariogrammi delle variabili indicatrici (pH in alto e CSC in basso)



I valori dei parametri C_0 , C_1 ed a , stimati tramite regressione non lineare, sono riportati in Tabella 2.

Tabella 2

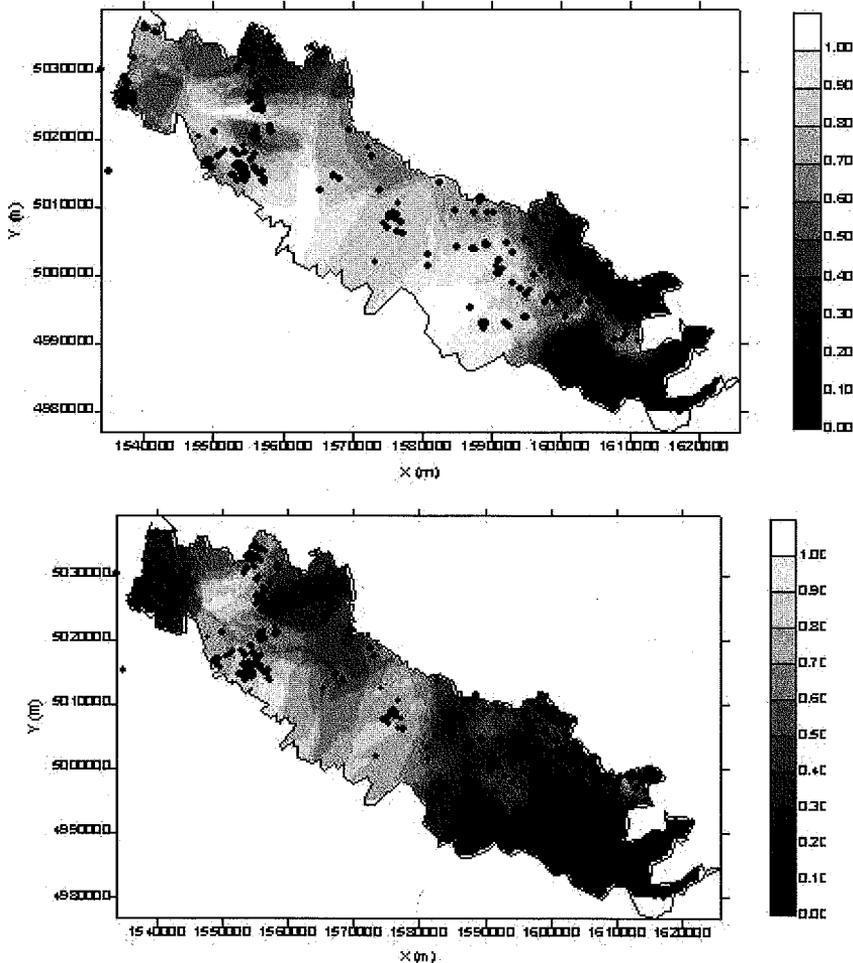
Valori dei parametri del modello di semivariogramma adattati per le variabili indicatrici

Parametro	C_0	C_1	a (km)
CSC	0.187	0.142	100
pH	0.167	0.106	40

Mappe delle variabili indicatrici

A titolo di esempio, nella Figura 4 si riportano due mappe per le variabili indicatrici di pH e CSC.

Figura 4 - Mappa delle probabilità per le variabili indicatrici. La mappa in alto rappresenta la probabilità che il pH sia compreso tra 6 e 7,5. La mappa in basso rappresenta la probabilità che la CSC sia compresa tra 8 e 15.



Suddivisione del territorio in aree omogenee ai fini dell'applicazione del D.P.R.

In Figura 5 (*Appendice Tav. 3*), infine, è riportata la mappa risultante dall'incrocio delle precedenti. Questa carta di sintesi rappresenta la classe di spandimento dei fanghi alla quale ogni punto dell'area in studio appartiene con una probabilità pari almeno al 70%. Le aree non contrassegnate sono quelle che ricadono in una delle classi di spandimento con una probabilità inferiore al 70%.

A questo livello di probabilità (70%) si possono già registrare una buona distinzione tra le aree e una buona copertura del territorio, che risulta in vaste aree assegnate ad una delle classi di spandimento. Si rileva inoltre un gradiente crescente di dosi distribuibili nella direzione Nord-Ovest ⇒ Sud-Est.

Risultati della cross validation

I risultati della cross validation, riportati in Tabella 3, mostrano, come atteso, che il kriging indicatore mantiene la media dei dati osservati (*Media(P)* e *Media(O)* sono simili). Tuttavia, l'errore medio assoluto (*EMA*) è piuttosto rilevante, così come l'errore quadratico medio (*EMQ*).

Tabella 3 - Risultati della cross validation per le variabili indicatrici

Parametro	n	Media P	Media O	EM	EMA	EMQ	VMK	$\frac{EMQ}{VMK}$	$\frac{EMA}{Media(O)}$	$\frac{\sqrt{MSE}}{Media(O)}$
CSC	442	0.390	0.387	+0.003	0.386	0.207	0.206	1.005	0.997	1.176
pH	442	0.453	0.468	-0.016	0.320	0.173	0.188	0.920	0.684	0.889

L'esame della varianza ridotta (*EMQ/VMK*) consente di affermare che il kriging ha riprodotto quasi fedelmente la varianza osservata. Un aspetto assai negativo che emerge dalla cross validation è invece l'alto rapporto (vicino a 1) tra errore (*EMA* o radice quadrata di *EMQ*) e valore medio osservato.

Discussione e conclusioni

La metodologia proposta ha permesso di identificare ampie aree dove la probabilità di poter distribuire alte dosi di fanghi (22,5 t ss / ha nel

triennio) è piuttosto elevata (almeno del 70%). Nelle zone dove le dosi distribuibili sono ridotte o dove la incertezza della stima è più alta, tuttavia, è opportuno procedere a campionamenti localizzati, sia per controllare situazioni locali in risposta a specifiche esigenze di applicazione di fanghi (situazioni delle quali sia nota la anomalia rispetto al territorio circostante) sia per infittire la maglia di campionamento e migliorare la precisione della stima. Infatti, come mostrato dalla cross validation, la stima è soggetta ad un errore che può essere anche elevato. Tale errore è principalmente dovuto all'alto valore del "nugget" rispetto alla parte strutturata, a sua volta causato da un campionamento non efficiente.

Originariamente, infatti, i dati utilizzati in questo studio non erano stati raccolti allo scopo di produrre valutazioni territoriali con l'utilizzo della geostatistica e quindi si ritiene opportuno precisare quale potrebbe essere un metodo più efficiente per la raccolta di dati di questo tipo:

- accoppiare l'approccio classico ("pedologico" ovvero campionamento stratificato-random) con uno a griglia di tipo *nested* per aumentare l'informazione ottenibile dai dati raccolti. In questo modo si ottiene una maggiore precisione nella stima del nugget (varianza di tipo casuale dovuta errore di campionamento e ad errore di misura). Il nugget è distinto dalla variabilità strutturale dovuta alla continuità dei punti;

- evitare di concentrare molti campioni nelle stesse aree, privilegiando le zone dove la densità di campionamento è minore; molti campioni raccolti in una stessa area sono ridondanti o addirittura dannosi oltre un certo numero, in quanto producono il cosiddetto *screening effect*: in fase di kriging, i punti tra loro vicini schermano quelli lontani e rendono così impossibile l'utilizzo della loro informazione. All'interno delle aree densamente campionate, la stima diventa pertanto a cortissima scala. E' evidente pertanto che un campionamento eccessivo in certe aree costituisce un inutile spreco di risorse;

- prevedere dei ring test fra i laboratori, per il controllo di qualità dei dati e l'omogeneità delle procedure di misura.

- prevedere, infine, una validazione agronomica in campo, mirata e approfondita, delle mappe messe a punto, prima di considerare le stesse affidabili e utilizzabili.

In conclusione, si è mostrato come si possono produrre, senza l'aggravio di spesa per effettuare campionamenti aggiuntivi, mappe utili alla collettività, che consentono una suddivisione del territorio in base ad un obiettivo specifico. Un'integrazione dei numerosi campioni esistenti con mi-

sure effettuate in punti appositamente identificati consentirebbe di aumentare di molto la precisione dell'informazione esistente. A tale scopo sarebbe necessario pianificare a livello regionale il campionamento, tenendo in opportuna considerazione i valori e la localizzazione delle misure già effettuate.

Bibliografia

- BOGAERT P., MAHAU P., BECKERS F. (1995). *The spatial interpolation of agro-climatic data. Cokriging Software and Source Code. User's Manual. Version 1.0b, November 1995.* FAO Agrometeorology Series Working Paper Series, Number 12. FAO Rome, Italy, 60 pp.
- DEUTSCH C.V., JOURNEL A.G. (1998). *GSLIB. Geostatistical Software Library and User's Guide. Second Edition,* Oxford University Press, New York, 369 pp.
- Golden Software, Inc. (1994). *SURFER for Windows. Contouring and 3D Surface Mapping. User's Guide.*
- GOOVAERTS P., JOURNEL A.G. (1996). Accounting for local probabilities in stochastic modeling of facies data. *SPE Journal*, 1 (1), 21-29.
- STEIN A. (1993). *SPATANAL, WLSFIT and MAPIT.* Dept. Soil Science and Geology, Wageningen Agricultural University.



LE RETI NEURALI NELL'AGROMETEOROLOGIA

Fabrizio Benincasa, Bachisio Arca, Matteo De Vincenzi

Istituto di Ricerca per il Monitoraggio degli Agroecosistemi

Via Funtana di lu Colbu, 4/a - 07100 Sassari

Riassunto

Tra i nuovi sistemi di elaborazione delle conoscenze recentemente applicati nel settore modellistico (reti neurali artificiali, sistemi *fuzzy*, sistemi esperti, algoritmi genetici, ecc.) le reti neurali artificiali rappresentano l'applicazione di maggior successo. Questo lavoro, dopo aver fornito alcune nozioni di base sulle tecniche neuronali, analizza le caratteristiche, i vantaggi e i limiti di queste tecniche e descrive alcune delle principali applicazioni nel settore agrometeorologico e ambientale. Il lavoro evidenzia la capacità delle reti neurali di mappare le relazioni tra input e output, ovvero di costruirsi un modello interno delle relazioni tra le grandezze che partecipano a un dato fenomeno, a partire dai dati sperimentali che vengono forniti loro come esempio; questa caratteristica consente di evitare la definizione a priori di un modello analitico da adattare ai dati sperimentali. Inoltre, le reti neurali hanno la capacità di operare bene anche in presenza di fenomeni non lineari e quando i dati sperimentali sono incompleti o affetti da errori. Queste proprietà sono molto importanti nella modellizzazione di molti fenomeni di interesse agrometeorologico e ambientale e gli esempi applicativi passati in rassegna evidenziano le potenzialità delle reti neurali rispetto al tradizionale approccio analitico.

Parole chiave: Reti neurali artificiali, Agrometeorologia, Modelli matematici.

Summary

Recently, some new computing technologies have been used in modelling applications (artificial neural networks, fuzzy systems, expert systems, genetic algorithms, etc.); the artificial neural networks are the most

important among these. In this work, we provide a brief description of neural networks and analyse the properties, the advantage and the limitations of neural network techniques; we also describe some of the more common applications of neural networks in agrometeorological and environmental modelling. Neural networks show the capabilities of mapping the input/output relationship and making an internal function of phenomena from the example data. Moreover, neural networks perform well with complex non-linear problems and when inputs are incomplete or affected by measurement error. These characteristics are very important in agrometeorological and environmental modelling; the review of neural network applications shows the advantages of this technique compared to traditional analytical approaches.

Key words: Artificial neural networks, Agrometeorology, Mathematical models.

Introduzione

Nell'ultimo decennio abbiamo assistito all'affacciarsi, nel mondo della ricerca così come in quello della produzione, di nuovi sistemi di elaborazione dei dati che si stanno progressivamente affermando in molti settori applicativi. Tra questi ricordiamo: i sistemi di elaborazione simbolica che caratterizzano l'intelligenza artificiale, la cui principale applicazione è costituita dai sistemi esperti; i sistemi di elaborazione numerica, quali algoritmi genetici e reti neurali artificiali; i sistemi che consentono l'elaborazione di informazioni qualitative, basati sulla logica *fuzzy*.

Le reti neurali artificiali, più degli altri sistemi citati, hanno mostrato notevoli vantaggi in termini di flessibilità e potenza di calcolo. Le prime reti neurali artificiali nacquero negli anni cinquanta, per cercare di spiegare il funzionamento del cervello umano attraverso la costituzione di suoi modelli artificiali semplificati (Hebb, 1949; McCulloch e Pitts, 1943). Negli stessi anni, oltre a costruire diversi modelli formali dei neuroni, i ricercatori realizzarono le prime macchine basate su reti neurali: tra queste ricordiamo il Perceptrone (Rosenblatt, 1958), un dispositivo che era in grado di riconoscere immagini mostrategli durante una fase di istruzione e, mediante un meccanismo di associazione, di riconoscere immagini danneggiate o mai viste in precedenza. In realtà, nonostante queste interessanti applicazioni, le reti neurali mostravano ancora numerosi limiti teorici e applicativi (Minsky e Papert, 1969) che sono stati quasi del tutto eliminati solo negli anni ottanta (Rumelhart *et al.*, 1986); a partire da questo periodo si è verificata una grossa espansione di queste tecniche, anche nel settore della modellistica ambientale.

La ragione della rapida diffusione delle reti neurali è da ricercare nelle loro caratteristiche funzionali, notevolmente differenti rispetto a quelle dei modelli analitici tradizionali; fra tutte ricordiamo la capacità di apprendere le connessioni logico-matematiche tra le grandezze che partecipano a un dato fenomeno, a partire dai dati sperimentali che vengono forniti loro come esempio. Esse utilizzano questi dati per costruire una propria rappresentazione del fenomeno che poi utilizzeranno per effettuare stime o previsioni sull'evoluzione delle grandezze di nostro interesse. La capacità di apprendere dai dati sperimentali è particolarmente importante perché consente alle reti neurali di operare anche quando le relazioni tra le componenti di un sistema sono complesse e non ben conosciute, quando le componenti mostrano elevata dipendenza dal tempo o quando si analizzano fenomeni non lineari (Patterson, 1996; Smith, 1996).

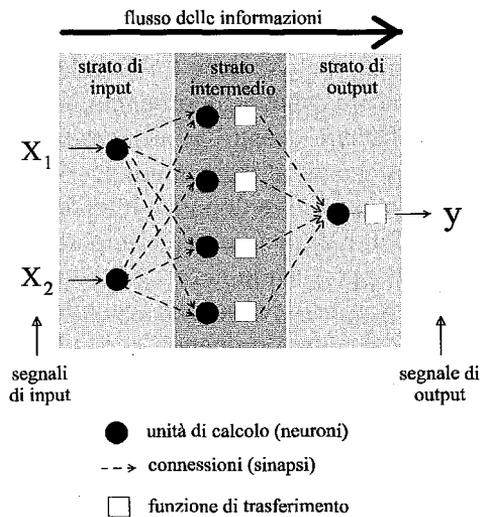
In questa nota, dopo aver dato sinteticamente alcune nozioni di base sulle tecniche neuronali, verranno analizzate le proprietà, i vantaggi e i limiti di queste tecniche, rispetto al tradizionale approccio analitico, nella modellizzazione dei fenomeni di interesse agrometeorologico e ambientale; inoltre verranno descritte alcune delle ormai numerose applicazioni in questo settore.

Nozioni di base

Le reti neurali artificiali possono essere definite come sistemi di elaborazione costituiti da molte unità di calcolo (neuroni), ciascuna dotata di una piccola quantità di memoria, connesse tra di loro da canali di comunicazione (sinapsi) che trasportano dati numerici. I neuroni sono generalmente organizzati in strati (Fig. 1) e, come vedremo in seguito, alcuni di essi sono preposti a ricevere segnali dall'esterno (neuroni dello strato di input), altri hanno esclusivamente compiti di elaborazione (neuroni degli strati intermedi), altri ancora hanno il compito di fornire all'esterno (neuroni dello strato di output) i valori di una data grandezza funzione delle grandezze in ingresso.

Come si può notare le reti neurali hanno una struttura altamente "distribuita", cioè ogni neurone di uno strato è collegato a tutti i neuroni dello strato successivo. Con una tale struttura l'informazione viene spezzettata e memorizzata in tante unità separate e, contrariamente ai sistemi tradizionali in cui l'elaborazione è sequenziale, nelle reti neurali le informazioni vengono elaborate in parallelo (Kartalopoulos, 1996).

Fig. 1 - Struttura generale di una rete neurale.



Benché l'elaborazione sia distribuita, il flusso delle informazioni va dalle unità di input verso quelle di output; le unità dello strato di input, il cui numero dipende dalle grandezze coinvolte nel fenomeno che stiamo analizzando, ricevono i dati sperimentali, solitamente normalizzati¹, e li passano alle unità degli strati successivi. Le connessioni fra i neuroni hanno una propria forza, chiamata peso, che viene stabilita durante una fase di istruzione della rete e che consiste in un numero che moltiplica il valore della grandezza in uscita da un neurone prima di immetterlo in ingresso a un neurone dello strato successivo. In altre parole il peso di una connessione ha il compito di amplificare, smorzare o inibire il passaggio del segnale da un neurone all'altro (Patterson, 1996). A ciascun neurone perverrà allora la somma dei segnali pesati provenienti dai neuroni dello strato precedente; l'ampiezza di questo nuovo segnale determinerà lo stato di attivazione del neurone a cui perviene.

Il segnale in uscita da un neurone è normalmente compreso fra 0 e 1 e dipende dal legame funzionale imposto fra segnale d'ingresso e segnale di uscita: funzione di trasferimento. Ad esempio se questo legame ha l'andamento di figura 2 (funzione a gradino) finché il segnale in ingresso (S_i) non supera la soglia (S) il segnale in uscita (S_u) è nullo; non appena S_i supera S l'uscita scatta a 1. Se la funzione di trasferimento è invece come in figura 3 (funzione sigmoide) il segnale in uscita può assumere un qualunque valore fra 0 e 1.

¹ Il valore minimo di una grandezza si pone uguale a 0, il suo massimo uguale a 1 e di conseguenza si stabiliscono i valori intermedi.

Fig. 2 - Funzione di trasferimento a gradino.

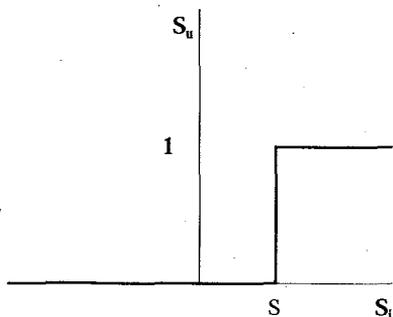


Fig. 3 - Funzione di trasferimento sigmoide.

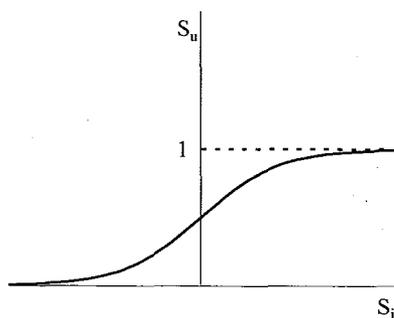
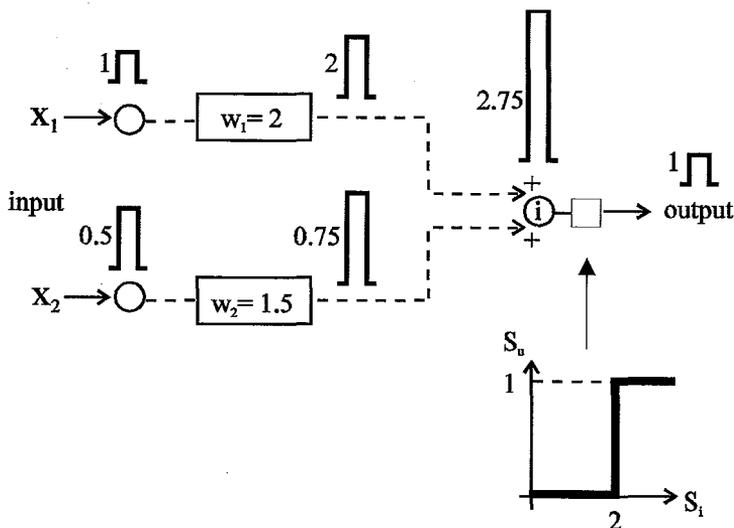


Fig. 4 - Meccanismo di trasmissione del segnale.



L'esempio numerico riportato in figura 4 può servire a spiegare quanto detto fin qui. Si abbia una rete neurale a due unità di input che, inizialmente, è in uno stato di quiete (non ci sono segnali in uscita dai neuroni); successivamente pervengono dall'esterno due segnali che hanno valore 1 e 0.5. I pesi delle connessioni siano rispettivamente 2 e 1.5, per cui il segnale in ingresso al neurone i -esimo sarà costituito dalla somma dei due segnali pesati ($1 \cdot 2 + 0.5 \cdot 1.5 = 2.75$). Il neurone i -esimo deve propagare il segnale verso l'output e, poiché l'attivazione del neurone i -esimo è superiore alla soglia stabilita dalla funzione di trasferimento (2), il neurone produce in uscita un segnale della massima intensità (1).

Per quanto detto precedentemente, fissata la funzione di trasferimento dei neuroni per un dato gruppo di valori di input, il valore dell'output dipende dai valori dei pesi che inizialmente vengono scelti in modo casuale e successivamente vengono modificati durante la fase di apprendimento. Questa fase è fondamentale per le reti neurali che, analogamente ai sistemi biologici, devono apprendere le caratteristiche essenziali di un problema prima di formulare una previsione. Nelle reti neurali l'apprendimento consiste nel modificare il peso di ciascuna connessione fino a individuare l'insieme (vettore) dei pesi che consente alla rete di ottenere le migliori prestazioni. In molte reti neurali (reti ad apprendimento con supervisione) ciò avviene fornendo alla rete un adeguato numero di esempi ciascuno contenente i valori delle grandezze, misurate dai sensori, che costituiscono l'input e i valori, ancora misurati da un sensore, della grandezza che in seguito vogliamo stimare con la rete, che costituiscono l'output. Per ogni esempio di dati la rete propaga l'input al suo interno e, in base ai valori dei pesi, calcola un valore di output; se la differenza fra l'output calcolato e quello fornito dall'esempio è troppo elevata si modificano i pesi in modo da minimizzare la somma degli errori commessi nella totalità degli esempi. Esistono vari algoritmi (Backpropagation, Quickprop, ADALINE, Radial Basis Function, ecc.) attraverso i quali, con la reiterata modificazione dei pesi, si riesce a minimizzare l'errore complessivo (Rumelhart *et al.*, 1986; Kosko, 1992).

Durante la fase di apprendimento, la bontà delle prestazioni della rete viene valutata con un secondo set di dati di input con i corrispondenti output misurati, differente da quello di istruzione, chiamato set di test. Durante questa fase la rete, con i dati di input e i pesi fissati durante la fase di istruzione, calcola i valori degli output e li confronta con quelli forniti nel set di dati. La determinazione dell'errore commesso sul set di test ci consente di valutare la capacità che avrà la rete di prevedere correttamente i valori di output quando gli verranno dati solo gli input. In altre parole possiamo valutare la capacità della rete di adattare l'esperienza acquisita alle nuove condizioni sperimentali; questa proprietà viene chiamata generalizzazione. Basse capacità di generalizzazione evidenziano una eccessiva durata della fase di istruzione (*overtraining*), che consente alla rete di stimare bene tutti i dati presenti nel set di istruzione ma, proprio per questo, di avere minori capacità di generalizzazione sui nuovi dati. Per questa ragione si considera conclusa la fase di istruzione quando l'errore sul set di test raggiunge il minimo; se si procedesse oltre, l'errore riprenderebbe a salire e si verificherebbe l'*overtraining* (Patterson, 1996; Smith, 1996).

L'efficacia della fase di istruzione e la capacità di generalizzazione sono influenzate anche da alcuni altri parametri che è necessario defi-

nire durante la progettazione della rete; tra questi ricordiamo il numero di strati intermedi, il numero di neuroni negli strati intermedi, l'errore massimo tollerato in fase di istruzione, ecc. (Patterson, 1996).

La scelta della forma da dare ai parametri di input influenza notevolmente le prestazioni durante la fase di istruzione e di test (Lacroix *et al.*, 1997). Nelle reti neurali, ancor più che nei modelli tradizionali, è necessario dare alle variabili la forma con la quale esse influenzano la fisica del fenomeno. Ad esempio, l'umidità dell'aria influenza molti fenomeni di interesse agrometeorologico e può essere espressa come umidità relativa, umidità assoluta, pressione parziale di vapore, ecc. Inoltre, se due grandezze influenzano un fenomeno non singolarmente ma in una loro qualche combinazione nota, allora è più opportuno che entrino nella rete in quella loro combinazione cioè come un solo input. Questi ultimi due aspetti semplificano alla rete l'apprendimento delle connessioni logico-matematiche fra gli input e l'output.

Non vorremmo a questo punto aver indotto a pensare a una sorta di intelligenza delle reti che, al pari degli animali e dell'uomo, traggono dall'esperienza propria e degli altri capacità di analisi e di sintesi.

In un certo senso l'apprendimento di una rete equivale alla determinazione statistica della curva di correlazione fra una variabile indipendente X (che equivale a un input) e una variabile dipendente Y (che equivale all'output). Anche in questo caso partiamo da un set di dati formati da un certo numero di valori di X e dai corrispondenti valori di Y (ciò equivale al set di dati di apprendimento) e quindi stabiliamo l'equazione che minimizza per ogni X sperimentale gli scarti (errori) fra i valori sperimentali di Y e i corrispondenti valori calcolati. Una volta che sia stata determinata l'equazione di regressione possiamo inserire in essa un valore di X mai sperimentato e ottenere da questa una stima del corrispondente valore di Y . In qualche modo abbiamo creato un sistema di calcolo che ha appreso, da una serie di esempi come fare per calcolare la grandezza Y assegnato il valore della grandezza X .

L'unica differenza concettuale fra equazione di correlazione e rete neurale è che con la prima viene esplicitato il legame funzionale, sia pure empirico, fra X e Y mentre con la seconda questo rimane sconosciuto. Per contro, però, se nel fenomeno intervengono più grandezze d'ingresso e trovare l'equazione di *best-fitting* può essere assai difficoltoso, può invece essere assai facile stimare la variabile indipendente con una rete neurale. In altre parole ciò che con una rete neurale si perde in termini di descrizione del legame fra input e output (poiché questo non viene esplicitato) si guadagna in termini di possibilità di stima di fenomeni che per la loro complessità sfuggono alla nostra capacità di analisi sia analitica sia statistica.

La classica suddivisione della modellizzazione dei fenomeni in analitica, semiempirica ed empirica va oggi completata con una quarta possibilità: neuronale.

Vantaggi e limiti applicativi

Il processo di modellizzazione consiste nello sviluppo di relazioni matematiche che descrivono i fenomeni fisici o biologici. E' noto che, quando nei fenomeni sono coinvolti i fattori meteo-ambientali è difficile ricavare un'espressione matematica che sintetizzi il comportamento del sistema, specie quando esiste una dipendenza non lineare dai parametri considerati. Spesso ci si affida a modelli empirici basati su regressioni lineari, polinomiali o logistiche che non sempre, però, soddisfano pienamente i dati sperimentali e, peggio ancora, per valori delle grandezze al di fuori dei valori sperimentati, indicano comportamenti della grandezza calcolata che spesso non trovano riscontro nella realtà.

La peculiarità delle reti neurali consiste nel fatto che, in seguito al processo di apprendimento, esse costruiscono una mappa delle relazioni tra i parametri di input e di output, ovvero acquisiscono la capacità di associare ad ogni input l'output più vicino a quello reale. L'uso delle reti neurali non determina sostanziali vantaggi nei fenomeni lineari (Kohzadi *et al.*, 1995; Smith, 1996; Seginer, 1997); infatti, se la rete neurale illustrata in figura 1 non avesse lo strato intermedio produrrebbe un output dato da:

$$y = b_0 + b_1 x_1 + b_2 x_2 \quad (1)$$

in cui x_1 e x_2 sono le variabili di input, b_1 e b_2 sarebbero i pesi delle connessioni dei due neuroni di input con l'output e b_0 rappresenta lo stato dell'output quando non arriva alla rete nessuna segnale di input. Come si può notare, la (1) è un'equazione lineare a due variabili indipendenti, in cui b_1 e b_2 sono i coefficienti di regressione e b_0 è l'intercetta.

I vantaggi dell'uso delle reti neurali sono più evidenti quando i fenomeni non sono lineari ed è coinvolto un gran numero di input: in questo caso le reti neurali consentono di evitare sia la scelta a priori di un modello non lineare da adattare ai dati sperimentali sia la definizione di assunzioni teoriche (distribuzione delle varianze e degli errori) relativamente al fenomeno in studio (Puelo e Tomasel, 1997). Le reti neurali costruiscono autonomamente un loro modello interno che associa ai valori di un vettore X di n-componenti i corrispondenti valori di un vettore Y di m-componenti. Nel ca-

so della rete in figura 1, oltre che dagli input e dai pesi delle connessioni, l'output sarà determinato anche da una funzione di trasferimento non lineare:

$$y = g(b_0 + b_1 x_1 + b_2 x_2) \quad (2)$$

Più in generale, l'output di una rete neurale con n unità di input sarà determinato dalla relazione:

$$y = g\left(\sum_{j=0}^h \beta_j \cdot f\left(\sum_{i=0}^n \gamma_{ji} x_i\right)\right) \quad (3)$$

in cui:

g , funzione di trasferimento del neurone dello strato di output;

f , funzione di trasferimento dei neuroni dello strato intermedio;

h , numero di neuroni nello strato intermedio;

β_j , pesi delle connessioni tra le unità dello strato intermedio e quelle dello strato di output;

n , numero di unità di input;

γ_{ji} , pesi delle connessioni tra le unità dello strato di input e quelle dello strato intermedio;

x_i , valori assunti dagli input della rete.

Alcuni lavori hanno evidenziato che le reti neurali rispetto ai modelli di regressione hanno una maggiore capacità di catturare effetti inerziali ovvero di considerare, su un dato fenomeno, l'effetto di variazioni delle grandezze di influenza che si sono avute in passato; questo aspetto è molto importante in alcuni studi ecologici (Paruelo e Tomasel, 1997).

Analogamente ai modelli agrometeorologici tradizionali, anche le reti neurali richiedono una calibrazione locale quando le si voglia utilizzare in aree differenti da quelle in cui sono state realizzate. Tuttavia, alcuni autori (Yang *et al.*, 1997a; Broner e Comstock, 1997) hanno evidenziato un ulteriore vantaggio derivante dalle capacità di associazione delle reti neurali: esse richiedono un ampliamento della fase di istruzione, ma il numero di dati sperimentali necessari per modificare i pesi delle connessioni ed adattarsi alle nuove condizioni è notevolmente contenuto. Le reti neurali mostrano anche una modularità strutturale e funzionale che consente di integrare al loro interno dati caratterizzanti i siti sperimentali o dati relativi a eventi che in una prima fase non erano stati presentati alla rete (Broner e

Comstock, 1997; Zhang e Stanley, 1997; Dowla e Rogers, 1995).

Un'altra proprietà delle reti neurali è quella di essere in grado di operare, anche se con minore accuratezza, in presenza di dati incompleti, mancanti o affetti da errore (Patterson, 1996). Questa proprietà, chiamata anche robustezza o resistenza al rumore, può essere spiegata con la struttura distribuita della rete. Quando l'informazione è incompleta o parzialmente errata, se essa risiede in più unità è possibile compensare queste lacune sfruttando la ridondanza dei centri di elaborazione. Per questa ragione la teoria classica della propagazione degli errori non può essere applicata nell'analisi delle prestazioni delle reti neurali. Fenomeni analoghi alla resistenza al rumore possono essere osservati anche nel mondo biologico: se una parte del cervello viene compromessa da un trauma, altre parti del cervello possono far recuperare, almeno parzialmente, le funzionalità dell'area danneggiata.

Questa proprietà è particolarmente utile in agrometeorologia dove i sensori funzionano in ambienti spesso avversi e senza una assidua manutenzione. Ciò comporta che talvolta i dati possono essere affetti da errori superiori a quelli strumentali o addirittura essere mancanti.

Le proprietà suddette evidenziano la validità delle tecniche basate sulle reti neurali, tuttavia occorre ricordare anche i limiti di queste tecniche: essi sono riconducibili essenzialmente all'incapacità delle reti neurali di esplicitare la forma del modello interno (relazione input/output). Inoltre, non ci sono sufficienti studi che dimostrino il potere esplicativo dei parametri della rete e in particolare dei pesi delle connessioni (White, 1992), anche se la loro analisi può suggerire utili informazioni relativamente all'effetto sull'output di ciascuna grandezza di input (Fraser *et al.*, 1997; Kohzadi *et al.*, 1995).

Attualmente si ottengono informazioni sul legame input-output dall'analisi dell'effetto sull'uscita di variazioni prestabilite di una o più grandezze di ingresso (Paruelo e Tomasel, 1997; Patterson, 1996). In agrometeorologia questa procedura di analisi, può suggerire legami fra input e output che a loro volta possono portare a una maggiore comprensione del fenomeno fisico-biologico che sta' alla base fino a farne individuare una formulazione analitica.

Applicazioni

Nell'ultimo decennio sono stati condotti molti studi finalizzati all'applicazione delle tecniche neuronali alla modellistica ambientale; pertanto, sono numerosi i lavori che evidenziano i vantaggi, i limiti e le potenzialità di queste tecniche nella previsione e nella stima di alcuni parametri,

fisici e biologici, di interesse agrometeorologico.

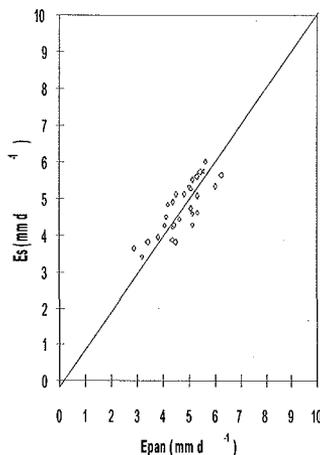
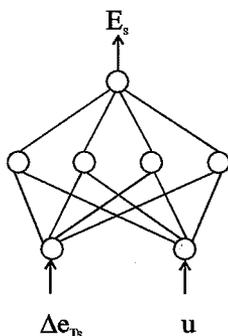
Yang *et al.*, (1997a) hanno realizzato una rete neurale per la stima della temperatura del suolo a differenti profondità, utilizzando come input: temperatura minima e massima dell'aria, precipitazione, evapotraspirazione potenziale; gli autori evidenziano le buone prestazioni della rete neurale e le minori difficoltà di realizzazione rispetto ai modelli analitici, difficilmente applicabili a causa delle difficoltà di misura di alcuni parametri, come ad esempio la diffusività termica del suolo.

Numerosi studi riportano applicazioni delle reti neurali nella valutazione dei deflussi idrici superficiali (Hjelmfelt *et al.*, 1993), dell'altezza della falda (Yang *et al.*, 1996; Shukla *et al.*, 1996), dell'umidità del suolo (Altendorf *et al.*, 1992) e dell'evaporazione dell'acqua dal suolo (Han e Felker, 1997).

Una rete neurale per la stima dell'evaporazione da vasca evaporimetrica mediante i valori di alcune grandezze meteorologiche (deficit di tensione di vapore, intensità del vento, ecc.) viene descritta da Arca *et al.* (1998b): i valori stimati dalla rete neurale possono essere utilizzati sia per la verifica dei dati pregressi di evaporato sia per evitare la misura di questa grandezza (fig. 5).

Fig. 5 - **A**) Struttura della rete neurale per la stima dell'evaporato da vasca evaporimetrica. Input: Δe_{Ts} , deficit di tensione di vapore; u , intensità del vento. Output: E_s , evaporato stimato. **B**) correlazione tra i valori di evaporato giornalieri stimati dalla rete neurale e misurati mediante sensore di livello in una vasca evaporimetrica di classe A.

A

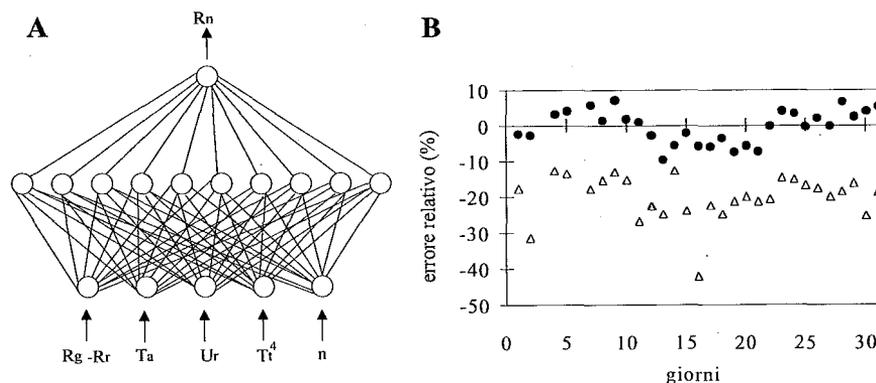


Broner e Comstock (1997) per la gestione della fertilizzazione azotata pongono una rete neurale ed evidenziano la possibilità di utiliz-

zarla per migliorare le prestazioni di un sistema esperto in funzione delle caratteristiche specifiche di ciascun sito (suolo, coltura, contenuto idrico, condizioni meteorologiche).

Elizondo *et al.*, (1994a) hanno pubblicato i risultati di un lavoro in cui, mediante una rete neurale, si stima la radiazione solare su scala giornaliera in tre differenti località. Un ulteriore esempio di applicazione delle reti neurali nel calcolo dei flussi radiativi (radiazioni netta e diffusa) è descritto da Arca *et al.* (1998a) (fig. 6).

Fig. 6 - A) Struttura della rete neurale per la stima della radiazione netta (R_n). Input: ($R_g - R_r$), componente a onde corte di R_n ; T_a , temperatura dell'aria; U_r , umidità relativa dell'aria; T_t^4 , temperatura del terreno alla quarta potenza; n , eliofanìa reale. **B)** Andamento dell'errore relativo della stima della radiazione netta giornaliera ottenuta mediante la rete neurale (\bullet) e mediante l'equazione di Linacre (Δ).



Francl e Panigrahi (1997) evidenziano le potenzialità delle tecniche neuronali nella stima della durata della bagnatura fogliare e ipotizzano l'inserimento di questa stima, quando non siano disponibili i valori misurati, nei modelli di previsione dello sviluppo di attacchi fungini.

Alcuni lavori (Paruelo e Tomasel, 1997; Gimblett e Ball, 1995) mostrano la possibilità di monitorare gli effetti dei cambiamenti globali sulla vegetazione, attraverso la previsione a scala regionale dei valori di alcuni indici di vegetazione. Le previsioni ottenute mediante reti neurali sono sempre migliori rispetto a quelle ottenibili mediante regressione multipla; inoltre, le prestazioni delle reti neurali si mantengono buone anche in presenza di effetti inerziali.

Guan *et al.* (1997) hanno utilizzato le reti neurali come strumento per la valutazione dell'accuratezza delle previsioni di alcuni modelli meccanicistici; gli autori osservano che le indicazioni fornite dalle reti neurali

li possono essere utilizzate per analizzare il comportamento dei moduli che costituiscono il modello e, conseguentemente, per migliorarne le prestazioni.

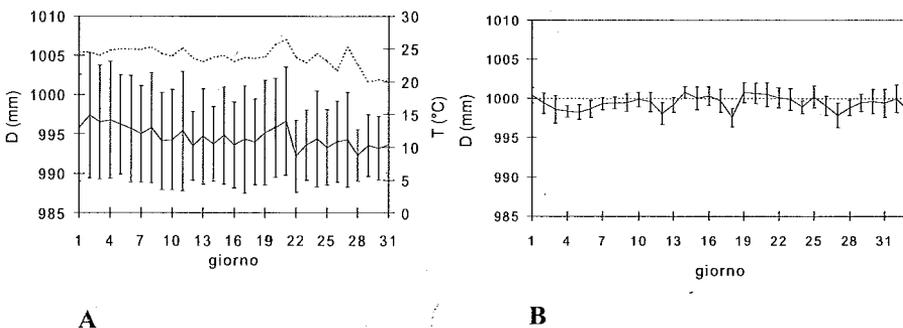
Yang *et al.* (1997b) hanno realizzato una rete neurale che simula la concentrazione di alcuni erbicidi nel suolo, a partire da alcuni parametri meteorologici e colturali (precipitazioni, contenuto idrico del suolo, evapotraspirazione, temperatura del suolo, tipo di lavorazione del terreno, giorni dall'ultimo intervento erbicida): gli autori evidenziano la possibilità di utilizzare la rete neurale per una più razionale gestione dei trattamenti.

Molti lavori descrivono applicazioni delle reti neurali nella simulazione dello sviluppo di organismi patogeni e di insetti (Yang e Batchelor, 1997). Batchelor *et al.*, (1997) riportano i risultati di uno studio finalizzato alla previsione della gravità delle infezioni di ruggine nella soia: i risultati ottenuti mediante reti neurali sono sempre migliori rispetto a quelli ottenuti tramite regressione multipla.

Per quanto riguarda le applicazioni relative alla simulazione della crescita e alla previsione della produzione delle piante ricordiamo il lavoro di Elizondo *et al.* (1994b), che descrivono una rete neurale realizzata allo scopo di prevedere la fioritura e la maturazione fisiologica nella soia. Altri lavori sull'argomento sono quelli di Schultz *et al.* (1995), di Chao e Anderson (1994) e di Uhrig *et al.* (1993).

In figura 7 si riporta un esempio di applicazione delle reti neurali nella compensazione termodinamica di un telemetro ad ultrasuoni (Arca *et al.*, 1998c).

Fig. 7 - **A**) Valori medi giornalieri e deviazioni standard della distanza (D, —) misurata da un telemetro a ultrasuoni compensato con Pt100; valori medi giornalieri della temperatura dell'aria (T, - - - -); **B**) Valori medi giornalieri e deviazione standard delle distanze misurate da un telemetro ad ultrasuoni compensato con la rete neurale.



Conclusioni

Gli argomenti sinteticamente sviluppati in questa nota ci consentono di inquadrare la situazione attuale delle ricerche e delle applicazioni basate sulle reti neurali. Occorre innanzitutto sottolineare l'enorme sviluppo di queste tecniche: attualmente sono più di quaranta le strutture neurali realizzate per affrontare i più svariati problemi (simulazione, previsione, discriminazione, classificazione, ecc.) nei settori industriale, finanziario, agricolo, ecc. Recentemente le reti neurali sono state utilizzate anche per la soluzione di problemi di stima, previsione e classificazione di grandezze di interesse agrometeorologico e ambientale.

Nonostante l'enorme sviluppo del numero di strutture neurali e delle loro applicazioni, alcuni aspetti teorici delle reti neurali non sono ancora sufficientemente chiariti. In particolare ci riferiamo alla mancanza di una teoria consolidata che consenta l'ottimizzazione delle scelte da fare in sede progettuale e allo scarso potere esplicativo di alcuni parametri delle reti: questi problemi sono in parte insiti nella natura stessa delle reti neurali che non richiedono programmazione, ovvero esplicitazione della procedura risolutiva da parte del progettista, ma semplicemente richiedono un processo di istruzione a partire da dati sperimentali.

Tuttavia, poiché le caratteristiche delle reti neurali illustrate in precedenza sono molto utili per la soluzione di molti problemi ambientali in cui, più che la conoscenza analitica dei fenomeni, è importante la disponibilità di stime e previsioni da utilizzare nelle strategie decisionali, si può ipotizzare un ulteriore sviluppo delle tecniche neurali. In molte applicazioni le reti neurali continueranno a porsi come alternativa rispetto alla modellistica tradizionale, ma in altre si può ipotizzare un loro uso unitamente ai modelli tradizionali: in particolare le reti neurali potrebbero costituire dei moduli specifici (interpolazione, ricostruzione dati mancanti, ecc.) all'interno di complessi modelli fisici ed ecologici, oppure potrebbero essere utilizzate come strumenti per affinare le prestazioni dei modelli agrometeorologici tradizionali, utilizzando le uscite di questi come ingressi alla rete insieme ad altre grandezze.

Bibliografia

- ALTENDORF C.T., M.L. STONE, R.L. ELLIOTT, M.A. KIZER (1992). Determining soil moisture using soil thermal properties. *Paper of the ASAE*, 92-3020.
- ARCA B., F. BENINCASA, M. BIANCHINI, M. DE VINCENZI, M. GORI (1998a). Le reti neurali nel calcolo dei flussi radiativi. *Riv. di Ing. Agr.*, 1, 26-31.

- ARCA B., F. BENINCASA, M. DE VINCENZI, A. VENTURA (1998b). Reti neurali per la simulazione dell'evaporato da vasca di classe A. *Riv. di Irr. e Dren.*, 45(1), 55-60.
- ARCA B., F. BENINCASA, M. DE VINCENZI, A. VENTURA (1998c). Compensazione termodinamica di telemetri ad ultrasuoni tramite rete neurale. *In corso di stampa.*
- BATCHELOR W.D., X.B. YANG, A.T. TSCHANZ (1997). Development of a neural network for soybean rust epidemics. *Transactions of the ASAE*, 40(1), 247-252.
- BRONER I., C.R. COMSTOCK (1997). Combining expert systems and neural networks for learning site-specific conditions. *Computers and Electronics in Agriculture*, 19, 37-53.
- CHAO K., R. ANDERSON (1994). Neural-fuzzy interface system for daily growth of single stem roses. *Paper of the ASAE*, 94-4015.
- DOWLA F.U., L.L. ROGERS (1995). *Solving problems in environmental engineering and geoscience with artificial neural networks*. MIT Press, Cambridge.
- ELIZONDO D.A., G. HOOGENBOOM, R.W. McCLENDON (1994a). Development of a neural network model to predict daily solar radiation. *Agricultural and Forest Meteorology*, 71, 115-132.
- ELIZONDO D.A., R.W. McCLENDON, G. HOOGENBOOM (1994b). Neural network models for predicting flowering and physiological maturity of soybean. *Transactions of the ASAE*, 37(3), 981-988.
- FRANCL L.J., S. PANIGRAHI (1997). Artificial neural network models of wheat leaf wetness. *Agricultural and Forest Meteorology*, 88, 57-65.
- FRASER L.A., D.A. MULHOLLAND, D.D. FRASER (1997). Classification of limonoids and protolimonoids using neural networks. *Phytochemical analysis*, 8, 301-311.
- GIMBLETT R.H., G.L. BALL (1995). Neural network architectures for monitoring and simulating changes in forest resource management. *AI applications*, 9(1-3).
- GUAN B.T., G.Z. GERTNER, P. PARYSOW (1997). A framework for uncertainty assessment of mechanistic forest growth models: a neural network example. *Ecological Modelling*, 98, 47-58.
- HAN H., P. FELKER (1997). Estimation of daily soil water evaporation using an artificial neural network. *Journal of Arid Environments*, 37, 251-260.
- HEBB D.O. (1949). *The organization of behavior*. Wiley, New York.
- HJELMFELT A.T., M. WANG, C.D. HEATWOLE (1993). Runoff hydrograph estimation using artificial neural networks. *Application and advanced technologies: effective management of natural resources*, Proceedings, 315-320.
- KARTALOPOULOS S.V. (1996). *Understanding neural networks and fuzzy logic: basic concepts and applications*. IEEE Press, New York.
- KOHZADY N., M.S. BOYD, I. KAASTRA, B.S. KERMANSHAHI, D. SCUSE (1995). Neural networks for forecasting: an introduction. *Canadian Journal of Agricultural Economics*, 43, 463-474.
- KOSKO B. (1992). *Neural networks and fuzzy systems, a dynamical systems approach to machine intelligence*. Prentice Hall.
- LACROIX R., F. SALEHI, X.Z. YANG, K.M. WADE (1997). Effects of data preprocessing on the performance of artificial neural networks for dairy yield prediction and cow culling classification. *Transactions of the ASAE*, 40(3), 839-846.
- MCCULLOCH W.S., W. PITTS (1943). A logical calculus of the ideas Immanent in nervous activity. *Bulletin of Mathematical Biophysics*, vol. 5, 115-133.
- MINSKY M., S. PAPER (1969). *Perceptrons*. MIT Press, Cambridge.
- PARUELO M., F. TOMASEL (1997). Prediction of functional characteristics of ecosystems: a comparison of artificial neural networks and regression models. *Ecological Modelling*, 98, 173-186.
- PATTERSON D.W. (1996). *Artificial neural networks: theory and applications*. Simon & Schuster, Singapore, pp. 477.
- ROSEMBLATT F. (1958). The perceptron: a probabilistic model for information storage and organization in the brain. *Psychological Review*, Vol. 65, 386-408.
- RUMELHART D.E., G.E. HINTON, R.J. WILLIAMS (1986). Learning Internal Representations by Error Propagation,

- in *Parallel Distributed Processing: exploration in the microstructure of cognition*. Vol. 1, Foundations, MIT Press, Cambridge.
- SCHULTZ A., R. WIELAND, A. BAUMANN (1995). The use of neural networks in agroecological Modelling. Artificial Intelligence in Agriculture. *Proceedings of IFAC Workshop*, 55-60.
- SEGINER I. (1997). Some artificial neural network applications to greenhouse environmental control. *Computers and electronics in agriculture*, 18, 167-186.
- SHUKLA M.B., R. KOK, S.O. PRASHER, G. CLARK, R. LACROIX (1996). Use of artificial neural networks in transien drainage design. *Transactions of the ASAE*, 39(1), 119-124.
- SMITH M. (1996). *Neural networks for statistical modeling*. ITC Press, Boston.
- UHRIG J.W., B.A. ENGEL, B.L. BAKER, D.G. WATSON, F.S. ZAZUETA, A.B. BOTTCHER (1993). An application of neural networks: predicting corn yields. *Computers in agricultural extension programs*, Proceedings of the 4th international conference. ASAE publication 1-92, 348-353.
- WHITE H. (1992). *Artificial neural networks: approximation and learning*. Blackwell, Cambridge.
- YANG C.C., S.O. PRASHER, G.R. MEHUYS, N.K. PATNI (1997a). Application of artificial neural networks for simulation of soil temperature. *Transactions of the ASAE*, 40(3), 649-656.
- YANG C.C., S.O. PRASHER, R. LACROIX (1996). Applications of artificial neural networks to land drainage engineering. *Transactions of the ASAE*, 39(2), 525-533.
- YANG C.C., S.O. PRASHER, S. SREEKANTH, N.K. PATNI, L. MASSE, 1997b. An artificial neural network model for simulating pesticide concentrations in soil. *Transactions of the ASAE*, 40(5), 1285-1294.
- YANG, X.B., W.D. BATCHELOR (1997). Modeling plant disease dynamics using neural network. *AI applications*, 11(3).
- ZHANG Q., S.J. STANLEY (1997). Forecasting raw-water quality parameters for the north saskatchewan river by neural network modeling. *Wat. Res.*, 31(9), 2340-2350.

APPLICAZIONE DELLA GEOMETRIA FRATTALE ALLA FISICA DEL SUOLO

Annamaria Castrignanò e Nicola Martinelli

Istituto Sperimentale Agronomico
Via Celso Ulpiani, 5 - 70125 Bari

1.0 Introduzione

Un problema fondamentale nella fisica del suolo è senza dubbio la descrizione quantitativa della struttura, per le sue importanti implicazioni sui processi di trasporto di acqua, soluti e gas, sulle condizioni di sviluppo della microflora batterica o di proliferazione delle radici. Un tale studio ha impegnato gli scienziati del suolo per tutto il secolo presente, inducendoli a caratterizzare le proprietà del suolo essenzialmente in termini di distribuzione del materiale particolato o degli spazi vuoti (porosità). Alla difficoltà implicita nella ricerca di un qualche indice che potesse descrivere sinteticamente una gamma così complessa e variegata di proprietà del suolo, contenute nel termine "struttura", si deve aggiungere il problema, non meno importante, relativo alla variabilità spaziale. Chiunque operi nella ricerca afferente al suolo si imbatte continuamente nelle innumerevoli forme dell'eterogeneità spaziale, che può manifestarsi, per esempio, nel diverso dispendio di energia per eseguire una medesima lavorazione, nella diversa penetrazione delle radici lungo il profilo, nella circolazione di acqua e soluti lungo linee preferenziali di flusso. Le variazioni temporali, causate da processi di senescenza, di disidratazione o umettamento, di riscaldamento o di raffreddamento, contribuiscono a complicare maggiormente il lavoro del ricercatore, nel suo sforzo di giungere ad una caratterizzazione chiara ed univoca dello stato strutturale di un suolo. Il modo tradizionale di risolvere queste difficoltà è stato quello di "rimuovere" la variabilità spaziale e temporale attraverso una sorta di omogeneizzazione, raggiungibile con una qualche trasformazione fisica del sistema (*scaling*) o mediante procedure statistiche di mediazione. Il prezzo, che si è dovuto pagare per ottenere questa specie di modello "medio" o "omogeneizzato" del suolo, è stato quello di disconoscere per lungo tempo, fin quasi ai giorni nostri, l'importanza dell'eterogeneità in molte proprietà e processi in studio. Fortunatamente questo problema è comune an-

che a molte altre aree scientifiche, per cui la scienza del suolo può beneficiare dei progressi compiuti a tal riguardo in altre discipline. Negli ultimi tempi, infatti, il problema classico dello studio della struttura del suolo è stato affrontato secondo un approccio nuovo che, partendo dalla considerazione che il suolo è un mezzo poroso derivante da processi successivi di frammentazione, ritiene che un modello frattale possa essere una sua valida rappresentazione.

La teoria o geometria dei frattali fu formulata per la prima volta da Mandelbrot (1982) e successivamente sviluppata da Feder (1988). Il primo lavoro di Mandelbrot fu nel campo della geofisica e, in particolare, fu inteso alla caratterizzazione delle linee costiere. Egli dimostrò come le lunghezze delle coste, osservate a diverse scale spaziali, sono legate fra loro da una legge di potenza, il cui esponente egli chiamò "dimensione frattale". Successivamente Mandelbrot applicò la geometria dei frattali a tutta una serie di oggetti diversi, che spaziava dalla distribuzione dei prezzi e dei salari, alle frequenze delle parole nei libri, alla statistica degli errori nei messaggi telefonici, alle fluttuazioni del livello di falda, alle ramificazioni bronchiali o di alberi e fiumi.

La geometria dei frattali offre opportunità sia descrittive che predittive agli scienziati del suolo; in particolare i frattali rappresentano un modo del tutto originale per integrare quantitativamente i fenomeni biologici, chimici e fisici che avvengono su un'ampia scala spaziale e temporale. L'obiettivo di questo articolo è quello di illustrare alcune applicazioni dei frattali alla fisica del suolo e di identificare possibili sviluppi per la ricerca futura.

2.0 Principi teorici

I frattali sono modelli o rappresentazioni semplificate di sistemi spaziali e temporali che godono della proprietà della "simmetria di scala". Tali sistemi sono detti "auto-simili" se vengono trasformati da una scala in un'altra mediante un solo fattore, "auto-affini" se richiedono un diverso fattore di scala (Feder, 1988; Turcotte, 1992) per ciascuna coordinata. Tale passaggio di scala può essere deterministico o stocastico (Feder, 1988): nel primo caso i frattali sono esattamente auto-simili o auto-affini, nel secondo solo in termini statistici, nel senso, cioè, che la versione scalata è identica all'originale solo entro ben determinati limiti fiduciali.

I frattali sono ottenuti dalla ripetizione di un modello o "gene-

ratore” a partire da un oggetto iniziale, detto “iniziatore” (Mandelbrot, 1982). Questa operazione può essere essenzialmente di tre tipi: 1) riduttiva; 2) conservativa; 3) accrescitiva (tabella 1). Gli algoritmi riduttivi generano sistemi porosi con dimensione frattale (D) più piccola di quella euclidea (d) dei propri iniziatori. La barra di Cantor con $D \approx 0,631$ è un noto esempio unidimensionale: l’iniziatore è un segmento intero, mentre il generatore è una linea interrotta al centro da un tratto vuoto. L’applicazione successiva del generatore all’iniziatore produce al primo passaggio ($i=1$) due segmenti lineari di lunghezza pari a $1/3$ di quella dell’iniziatore, al secondo ($i=2$) 4 segmenti di lunghezza pari a $1/9$ di quella dell’iniziatore e così via; in generale ad ogni iterazione i si otterranno 2^i segmenti lineari ciascuno di lunghezza $1/3^i$ di quella dell’iniziatore.

Tabella 1: Classificazione degli algoritmi frattali spaziali (da Perfect e Kay (1995)).

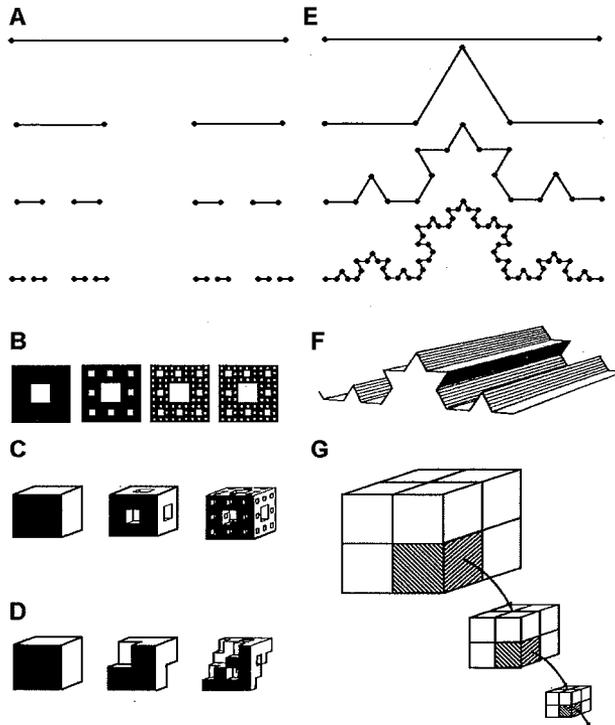
Algoritmi	Riduttivo	Conservativo della massa	Accrescitivo
Proprietà	Poroso	Frammentato	Irregolare
Esempi	1-d Barra di Cantor	— ^a	Curva di Koch
	2-d Tappeto di Sierpinski	—	Superficie di Koch
	3-d Spugna di Menger	Cubo di Turcotte	—

^a Esempi non noti.

Gli algoritmi conservativi producono sistemi frammentati e il cubo di Turcotte ne è un esempio tridimensionale con $0 \leq D \leq 3$. Gli algoritmi accrescitivi producono invece sistemi fortemente irregolari con $D > d$. La superficie di Koch con $D \approx 2,262$ è un esempio di processo che, partendo da un iniziatore bidimensionale, produce una superficie fortemente accidentata, che tende ad occupare uno spazio tridimensionale (fig. 1).

La maggior parte dei frattali deterministici mostrati in figura 1 o in tabella 1 hanno anche i loro analoghi stocastici: nell’algoritmo della spugna di Menger, per esempio, a ciascuna iterazione i cubi possono venir estratti a caso anziché esattamente dal centro, ottenendo così un frattale che appare fortemente asimmetrico, pur conservando le proprietà statistiche della spugna di Menger. Anche se tali frattali non sono rigorosamente auto-simili, come i loro corrispondenti deterministici, tuttavia la mancanza di uniformità nel loro aspetto li rende più vicini ai sistemi naturali, quale appunto il suolo. E’ per questa ragione che per rappresentare i sistemi naturali si preferisce usare frattali statisticamente auto-simili; i sistemi naturali, inoltre, esibiscono una simmetria di scala solo su un intervallo spaziale finito, pertanto, quando si ha a che fare con tali sistemi, è necessario definire i limiti spaziali inferiore e superiore entro cui essi possono considerarsi frattali.

Figura 1: Esempi di algoritmi frattali: A) barra di Cantor, $D=0,631$; B) tappeto di Sierpinski, $D=1,893$; C) spugna deterministica di Menger, $D=2,727$; D) spugna stocastica di Menger, $D=2,585$; E) curva di Koch, $D=1,262$; F) superficie di Koch, $D=2,262$; G) cubo di Turcotte, $0 \leq D \leq 3$ (da Perfect e Kay [(1995)]).



Mandelbrot (1982) e Turcotte (1986) suggerirono che la relazione frattale più idonea per descrivere la distribuzione delle particelle del suolo dovrebbe essere del tipo:

$$N(r>R) \propto R^{-D} \quad [1]$$

ove $N(r>R)$ rappresenta il numero delle particelle di dimensione maggiore di R ; D , la dimensione frattale, che dipende dalla forma e dal grado di frammentazione delle particelle. Ipotizzando una forma comune, indipendente dalla scala, D è misura unicamente del grado di frammentazione.

Una tale stima è però affetta da numerosi errori, poiché, generalmente, il numero delle particelle non viene misurato ma calcolato dalla loro massa, che rappresenta una misura più facilmente realizzabile. Per superare tali difficoltà Tyler e Wheatcraft (1992) proposero di analizzare la di-

istribuzione delle particelle di suolo direttamente in termini di massa. La relazione suggerita, esprimendo la massa in termini relativi, è:

$$\frac{M(r < R)}{M_T} = \left(\frac{R}{R_L} \right)^{3-D} \quad [2]$$

ove M_T è la massa totale e R_L è il limite dimensionale superiore per il comportamento frattale.

Le equazioni [1] e [2] pongono dei limiti teorici alla variabilità consentita della dimensione frattale: l'equazione [1] suggerisce che D può assumere un qualsiasi valore positivo; per $D < 0$, infatti, il numero cumulato di particelle più grandi di R diminuisce al diminuire di R ; una situazione chiaramente non fisica. A $D = 0$, la distribuzione è indipendente dalla scala di osservazione, R , e, sempre dalla [1], si ricava che il numero delle particelle rimane invariato al diminuire di R .

L'equazione [2] pone a sua volta un limite superiore alla dimensione frattale pari a 3. Per $D > 3$, infatti, la massa cumulata supera la massa totale al diminuire della scala di osservazione: un'altra situazione chiaramente non fisica. A $D = 3$, inoltre, la distribuzione risulta indipendente dalla scala. Combinando i risultati ottenuti dalle due relazioni ([1] e [2]), si ha che il suolo presenta un comportamento frattale nell'intervallo di variazione di D definito da:

$$0 < D < 3.$$

3.0 Applicazioni alla scienza del suolo

Diversi algoritmi sono stati usati in funzione della particolare applicazione (tab. 2). Come già accennato precedentemente, gli algoritmi riduttivi sono più adatti a descrivere il sistema dei pori, quelli conservativi i processi di frammentazione o di distacco delle particelle, mentre quelli accrescitivi l'irregolarità delle superfici. Poiché gli intervalli teorici di variabilità delle dimensioni frattali stimate con i diversi approcci si sovrappongono (tab. 2), è importante precisare il tipo di algoritmo usato in una particolare applicazione. Il valore di 2,8, per esempio, per una D derivante da un algoritmo frattale riduttivo nello spazio tridimensionale (D_{R3}), rappresenta una data distribuzione di pori, mentre lo stesso valore relativo ad un algoritmo frattale conservativo tridimensionale (D_{M3}) o accrescitivo bidimensionale

(D_{A2}) indica, rispettivamente, una particolare distribuzione di aggregati o una certa configurazione della rugosità superficiale.

Tabella 2: Applicazioni di algoritmi di tipo diverso nella scienza del suolo (da Perfect e Kay, 1995).

Dimensione frattale	Intervallo teorico	Applicazioni riportate in letteratura
D_{R1}	0-1	— ^a
D_{R2}	0-2	densità apparente, distribuzione dei pori, conducibilità idraulica
D_{R3}	0-3	densità apparente, distribuzione dei pori, conducibilità idraulica
D_{M1}	0-1	—
D_{M2}	0-2	—
D_{M3}	0-3	distribuzione degli aggregati, frammentazione, distribuzione delle particelle
D_{A1}	1-2	avvezione-dispersione, diffusione, flusso preferenziale, conducibilità idraulica, zollosità, area della superficie dei pori, microtopografia del suolo, variabilità spaziale
D_{A2}	2-3	Adsorbimento, area della superficie dei pori, microtopografia del suolo, variabilità spaziale

^a Applicazioni non note.

Le applicazioni dei frattali alla fisica del suolo possono inoltre essere raggruppate in tre ampie categorie: 1) descrizione delle proprietà fisiche del suolo; 2) modellizzazione dei processi fisici; 3) quantificazione della variabilità spaziale.

3.1 Uso dei frattali per descrivere le proprietà fisiche del suolo

In termini di proprietà fisiche, i frattali sono stati usati per descrivere la densità apparente, la distribuzione delle particelle elementari e degli aggregati, la forma delle zolle, la distribuzione dei pori, l'area superficiale del poro, la microtopografia e la rugosità superficiale. In questa nota si discuterà solo di tre applicazioni, ritenute fondamentali nella caratterizzazione della struttura del suolo: la descrizione della distribuzione degli aggregati e dei pori e la microtopografia.

3.1.1 Distribuzione degli aggregati

L'espressione cumulata dell'equazione [1] può venir applicata per descrivere il grado di frammentazione del terreno agrario, prodotto sia in campo dall'uomo con le pratiche agricole e dai processi naturali in atto che

in laboratorio dal setacciamento meccanico (Rieu e Sposito, 1991; Eghball *et al.*, 1993a; Perfect *et al.*, 1993a).

L'equazione [1] richiede che venga determinato il numero degli aggregati in funzione di qualche dimensione caratteristica stimata. Nella maggior parte delle applicazioni, tuttavia, è la distribuzione della massa che viene misurata, mentre quella relativa al numero viene ricavata da quella della massa, se si conosce la forma e la densità apparente degli aggregati per ciascun intervallo delle loro dimensioni. E' stato dimostrato da alcuni autori (Perfect *et al.*, 1992; Perfect, 1995) che gli errori che si commettono nell'ipotizzare forma e densità come invarianti rispetto alla scala sono, in realtà, relativamente poco significativi.

La caratterizzazione della distribuzione degli aggregati mediante la teoria dei frattali assume che la frammentazione abbia luogo secondo l'algoritmo conservativo di Turcotte (tab. 1). Questo modello, tuttavia, non risulta idoneo se applicato, in particolare, alle particelle primarie, che possono originarsi sia per accrescimento (genesi dei minerali dell'argilla) che per frammentazione. Il fatto che questi due processi operino spesso simultaneamente nel suolo spiega la dipendenza dalla scala della D_{M3} , osservata da alcuni autori (Burrough, 1983; Wu *et al.*, 1993).

Tyler e Wheatcraft (1989) furono i primi ad applicare la forma cumulata della [1] alla distribuzione delle particelle, assumendo che le particelle fossero sferiche e di densità costante. Le loro stime della dimensione frattale variavano fra 2,68 e 3,49 e aumentavano con il contenuto dell'argilla. I valori osservati superiori a 3, privi di significato fisico, possono derivare dagli errori introdotti nell'applicazione della [1] e dalla particolare procedura di fitting impiegata per la stima dei parametri. Per evitare stime distorte di D , si raccomanda ormai da più autori (Perfect *et al.*, 1994; Perfect, 1995; Castrignanò e Stelluti, 1997) di utilizzare la [2], basata sulla misura diretta della massa, e di usare l'algoritmo di regressione non lineare, anziché trasformare preventivamente i dati nei corrispondenti logaritmi per poi applicare la regressione lineare.

3.1.2 Distribuzione delle dimensioni dei pori

Il modo più diretto per descrivere la distribuzione dei pori utilizzando l'approccio frattale è quello di adattare la [1] ai dati ottenuti dall'analisi delle immagini bidimensionali di sezioni sottili di suolo e quindi di estrapolare i risultati allo spazio tridimensionale, mediante la relazione:

$D_{R3}=D_{R2}+1$. I valori di D_{R3} calcolati con questo metodo variano da 2,71, per un suolo con struttura angolare a blocchi, a 2,94 per uno a particelle singole, completamente astrutturato (Crawford *et al.*, 1993). Bartoli *et al.* (1992), sempre utilizzando l'analisi delle immagini, stimarono la dimensione frattale sia dei solidi che degli spazi vuoti e conclusero che le due stime non erano statisticamente differenti, come è previsto anche da Perfect (1995). A questo punto va fatta una precisazione sulla relazione fra lo spazio frattale dei pori e quello delle particelle di un suolo naturale. Un'ipotesi allettante è che si possa ricavare la dimensione frattale dei pori dalla suddivisione delle particelle. Quest'ultima, tuttavia, fornisce solamente delle informazioni di tipo tessiturale, relative, cioè, alla distribuzione percentuale delle particelle in funzione delle proprie dimensioni, ma non contiene alcuna informazione sulla loro disposizione geometrica o sulle interazioni con lo spazio dei pori. La relazione mostrata da Tyler e Wheatcraft (1992), secondo cui ad una tessitura più grossolana corrispondono valori più bassi di D , sembra suggerire che debba esistere una relazione fra le proprietà dello spazio dei pori e quelle della fase solida. La definizione di una tale relazione può richiedere, tuttavia, maggiori informazioni di quelle derivanti da una semplice analisi tessiturale.

Alcuni modelli proposti in passato sia della curva di ritenzione che della conducibilità idrica del terreno (Brooks e Corey, 1964; Campbell, 1974; Arya e Paris, 1981) contemplavano già nella loro formulazione una specie di fattore di scala per le dimensioni dei pori. Tyler e Wheatcraft (1989) mostrarono che, in particolare, la costante empirica (usata nel modello di Arya e Paris era equivalente alla dimensione frattale di un poro tortuoso frattale, riducendo pertanto in maniera significativa l'empirismo del modello di ritenzione idrica. Svilupparono una relazione non lineare fra le dimensioni delle particelle e il raggio equivalente dei pori, in contrasto con quella di proporzionalità tradizionalmente assunta. Gli autori presentarono anche un semplice modello per correlare la dimensione frattale ricavata dalla distribuzione delle particelle a quella relativa alla traccia frattale del poro. In tal modo la relazione prevista fra la distribuzione delle particelle e la geometria dei pori riduce le variabili richieste in input al modello solamente alla densità apparente e alla distribuzione cumulata delle dimensioni delle particelle. Il lavoro di Tyler e Wheatcraft (1989) sembra pertanto suggerire l'ipotesi che i dati relativi alla suddivisione delle particelle siano sufficienti a definire la struttura frattale dei pori. Oggi, tuttavia, anche alla luce delle difficoltà accennate relative alla stima della dimensione frattale delle particelle, si ritiene poco probabile la tesi secondo cui la geometria frattale dei pori possa venir derivata univocamente dalla sola analisi della matrice solida. Sarà necessario, pertanto, in futuro esaminare più approfonditamente la relazione fra le proprietà frattali dei solidi e quelle dei vuoti.

3.1.3 Microtopografia del suolo

L'approccio frattale è stato usato anche per analizzare la microtopografia del suolo da dati rilevati lungo transetti lineari (Bertuzzi *et al.*, 1990; Ohmiya, 1991). Boiffin (1984) propose un indice di tortuosità per un transetto unidimensionale:

$$R_1 = L/L_0 \text{ o } R'_1 = (L-L_0)/L_0 \quad [3]$$

ove R_1 , R'_1 è l'indice di tortuosità; L la lunghezza effettiva del profilo e L_0 la lunghezza della sua proiezione orizzontale. Assumendo una struttura frattale della rugosità superficiale, si può dimostrare teoricamente la seguente relazione:

$$\log_{10}(R_1) = R_2 \log_{10}(\Delta x) + b \quad [4]$$

ove R_1 è l'indice di tortuosità; R_2 l'indice frattale e Δx l'intervallo di campionamento a cui è stato stimato R_1 .

L'indice frattale R_2 potrebbe essere posto in relazione con la dimensione frattale; non è probabile, tuttavia, che la geometria spaziale della rugosità superficiale possa essere considerata una struttura frattale su tutte le scale spaziali, come è previsto da alcuni studi teorici (Champigny, 1986; Andrieu e Abrahams, 1989). Bertuzzi *et al.* (1990) riportarono valori di D_{A1} per profili di letti di semina che diminuivano da 1,20 a 1,06 all'aumentare della piovosità cumulata.

Un modo alternativo per calcolare la dimensione frattale della microtopografia del suolo è quello di utilizzare il semivariogramma, come sarà descritto in un paragrafo successivo.

4.0 Uso dei frattali per descrivere i processi fisici del suolo

Diamo qui un breve accenno ai processi fisici suscettibili di una trattazione frattale.

L'adsorbimento dei gas sulle superfici dei pori è stato descritto combinando le isoterme d'adsorbimento con la teoria dei frattali (Sokolowska, 1982). La dimensione frattale, D_{A2} , è stata impiegata per caratterizzare l'irregolarità o rugosità delle superfici sia interne che esterne dei pori e i suoi valori variano fra 2,25 e 2,40.

Le equazioni della diffusione si applicano ai fenomeni relativi

al trasporto di gas, di soluti non reattivi e di microbi liberamente natanti nella soluzione circolante del suolo. Crawford *et al.* (1993) hanno descritto questi processi, sostituendo il coefficiente costante nell'equazione della diffusione con un termine che include le dimensioni frattali per la distribuzione dei pori, D_{R3} , e per la traiettoria delle particelle, D_{A2} . La prima rappresenta una sorta di misura del volume dei pori nel suolo, mentre la seconda quantifica il grado di riempimento dello spazio da parte della traiettoria della particella. In uno spazio poroso frattale la particella diffondente è limitata dalla matrice solida e si allontana dall'origine muovendosi più lentamente che sotto l'assunzione di moto classico (browniano) con un valore di D_{A2} superiore a 2. Esiste inoltre una relazione fra i due tipi di dimensioni frattali (Crawford *et al.*, 1993), il che dimostra come la traiettoria della particella sia sensibilmente influenzata dalla geometria dello spazio dei pori, attraverso cui essa diffonde.

La geometria dei frattali è stata applicata anche per descrivere i processi di trasporto di acqua e soluti nel suolo. Tre differenti approcci sono stati usati: 1) impiego di algoritmi accrescitivi per descrivere quantitativamente la forma molto irregolare del fronte d'onda (tipicamente a forma di dita) del flusso preferenziale o attraverso le macropore; 2) ricerca di relazioni teoriche fra la distribuzione dei pori e la conducibilità idraulica dei mezzi porosi frattali ideali; 3) impiego di modelli frattali dei mezzi porosi per predire le curve di concentrazione dei soluti.

Riguardo al primo approccio, esso consente la quantificazione di un processo talmente complesso ed irregolare, quale il flusso nei macropori, che non potrebbe venir analizzato in modo classico (Chang *et al.*, 1994; Hatano e Booltink, 1992). La teoria dei frattali è stata anche utilizzata per predire la conducibilità idraulica, sia satura che insatura, in mezzi porosi ideali con caratteristiche frattali. Rawls *et al.* (1993) usarono l'algoritmo del tappeto di Sierpinski per rappresentare la conducibilità idraulica satura; Toledo *et al.* (1990), mediante l'algoritmo della spugna di Menger, mostrano come la relazione della conducibilità idraulica insatura in funzione del contenuto idrico possa essere descritta dalla funzione di Campbell (1974), sostituendo l'esponente empirico del termine di potenza con una espressione che coinvolge la dimensione frattale, D_{R3} . Shepard (1993), combinando il modello classico a tubi capillari con l'algoritmo della curva di Koch, giunse ad una descrizione frattale del flusso insaturo.

I mezzi porosi descritti con il modello della spugna di Menger (algoritmo riduttivo) o con quello a tubi capillari mediante la curva di Koch (algoritmo accrescitivo) sono, in realtà, concettualmente molto differenti, tuttavia le previsioni ottenibili non dipendono dal particolare algoritmo usa-

to. Ulteriori studi sono, comunque, necessari per confrontare i due approcci su una più ampia gamma di suoli differenti.

Wheatcraft *et al.* (1991) hanno infine descritto i processi di trasporto dei soluti in mezzi porosi frattali utilizzando l'algoritmo del tappeto di Sierpinski. Hatano *et al.* (1992) hanno ricercato relazioni empiriche fra le curve di concentrazione dei soluti e le proprietà frattali dei suoli.

5.0 Uso dei frattali per quantificare la variabilità spaziale dei suoli

Per definizione una serie frattale è tale che la variazione o incremento è proporzionale al tratto di lunghezza considerato, ovvero:

$$|Z(x) - Z(x+h)| \propto h^H \quad [5]$$

ove $Z(x)$ è il valore di una qualunque proprietà, x indica la posizione spaziale, h la distanza fra due osservazioni (lag) e H è detto "esponente di Holder". Il moto lineare browniano costituisce l'esempio più semplice di un processo casuale, autosimilare, nel senso che, se tutti gli intervalli sono divisi per un rapporto r positivo e la funzione riscaltata nel rapporto r^H , ove $H=0,5$, i valori così ottenuti hanno la stessa distribuzione di probabilità della funzione originaria. Dalla [5] segue direttamente che la semivarianza o semivariogramma, $\gamma(h)$, degli incrementi è data da:

$$2\gamma(h) = E [Z(x) - Z(x+h)]^2 = h^{2H} \quad [6]$$

ove il simbolo E rappresenta la media o il valore atteso degli incrementi al quadrato della funzione Z separati dalla distanza euclidea h . Nel caso specifico di moto browniano l'esponente H è uguale a $0,5$, tuttavia, facendolo variare con continuità fra 0 e 1 , Mandelbrot dimostrò che è possibile ottenere l'intera gamma di variabilità delle linee spaziali, dalle curve estremamente lisce ($H=1$) al "rumore bianco" ($H=0$). In particolare grandi valori di H ($>0,5$) producono funzioni variabili molto dolcemente, in cui prevalgono le variazioni a grande scala; piccoli valori ($H<0,5$), al contrario, risultano in funzioni in cui dominano variazioni a corto raggio (fig. 2). La dimensione frattale di tali funzioni è data da $D=2-H$ (Orey, 1970) e può essere stimata riportando su di un grafico bilogaritmico la semivarianza γ e la distanza h ; la pendenza è uguale a $2H$, da cui segue che:

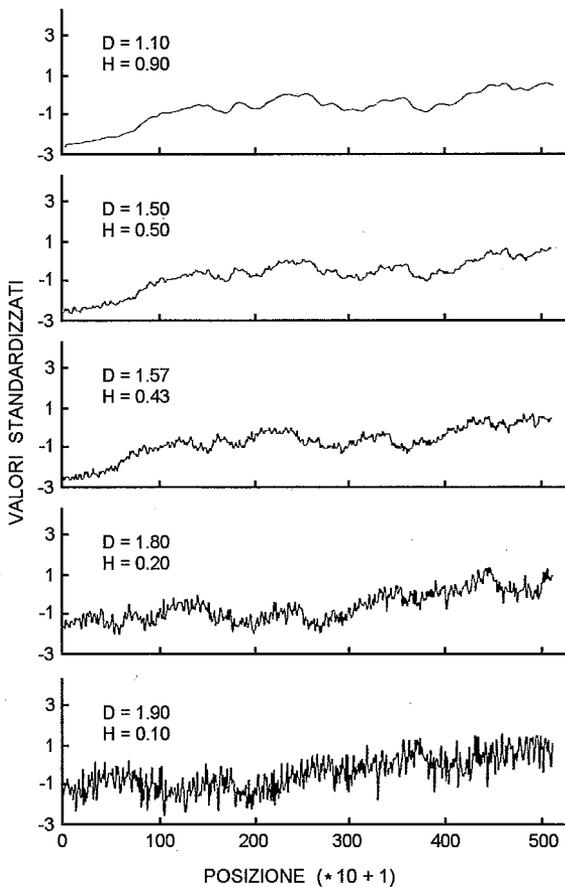
$$D=2-(pendenza/2) \quad [7]$$

In pratica, il comportamento frattale è limitato solamente a un ristretto intervallo di scale spaziali e il valore di D è calcolato dalla penden-

za del grafico per $h \rightarrow 0$ (Burrough, 1983).

Altri autori hanno utilizzato l'approccio illustrato per calcolare la dimensione frattale di molte altre proprietà del suolo, quali la microtopografia (Armstrong, 1986; Huang e Bradford, 1992), pH (Culling, 1986), penetrabilità (Armstrong, 1986; Perfect *et al.*, 1990; Pan e Lu, 1994), conducibilità idraulica saturata (Kemblowski e Chang, 1993). Poiché $\gamma(h)$ è grandezza comunemente stimata negli studi di variabilità spaziale, dovrebbe essere possibile calcolarsi D per molte proprietà e processi che sono stati oggetto in passato di analisi di tipo geostatistico.

Figura 2: Variazione della forma di alcune curve frattali in funzione di D e H (da Burrough, 1983).



La tabella 3, tratta da Burrough (1981), presenta alcuni valori di D stimati per diverse variabili ambientali.

Tabella 3: Valori di D stimati per alcune serie ambientali (da Burrough, 1981).

Località	Proprietà	Lag	D per h→0	Bibliografia
Galles	Sodicità del suolo	15,2 m	1,7-1,9	Burgess T. e Webster R.J.
	Contenuto in scheletro (entrambi su 4 direzioni)	15,2 m	1,1-1,8	<i>Soil Sci.</i> (1980) 31, 315-342
Inghilterra	Spessore del suolo	20 m	1,6	IDEM
Inghilterra	Resistenza elettrica del suolo (4 direzioni)	1 m	1,4-1,6	IDEM
Sud Africa	Oro	valori diversi	1,9	Journal A.G. e Huijbregts Ch. J. - <i>Mining Geostatistics</i> , (1978) Academic, London
Mauritania	Minerale ferroso	3 m	1,4	IDEM
Canada	Tenore in petrolio	60 cm	1,7	IDEM
Cile	Tenore in rame	2 m	1,7	IDEM
Francia	Altezza topografica	10 m	1,5	IDEM
Costa d'Avorio	Livelli della falda			IDEM
USA	Piezometro 1	1 giorno	1,6	
	Piezometro 2	1 giorno	1,7	
	Piezometro 3	1 giorno	1,8	
	Piezometro 4	1 giorno	1,3	
USA	Contenuto in sabbia	10 m	1,6-1,8	Campbell J. - <i>Soil Sci. Soc. Am. J.</i> (1978) 42, 460-471
	pH	10 m	2,0	
Deserti in Africa e America	Resistenza alla penetrazione	~1 km	1,9	Mitchell C.W., Webster R., Beckett P.H.T. e Clifford C. - <i>Geogr. J.</i> (1979) 145, 72-85
	Contenuto in limo+argilla	~1 km	1,8	
Australia	Diametro pietre superficiali	~1 km	1,8	
	Contenuto in sabbia grossa	~1 km	1,8	
	Copertura vegetale	~1 km	1,6	
	Contenuto in fosforo	5 m	2,0	Webster R. e Butler B.E. <i>Aust. J. Soil Res.</i> (1976) 14, 1-24
India	pH	5 m	1,5	
	Contenuto in potassio	5 m	1,6	
	Densità apparente	5 m	1,5	
	Contenuto idrico a 0,1 bar	5 m	1,5	
India	Profondità della falda	250 m	1,6	Hillel D. - <i>Applications of Soil Physics</i> (1980) Academic, New York
Inghilterra	Superficie di una pista di aeroporto	30 cm	1,5	Jenkins G.M. e Watts D.G. <i>Spectral Analysis</i> , (1968) Holden Day, London
Francia	Anemoni di mare	10 cm	1,6	Kooijman S.A.L.M. - <i>Spatial and Temporal Analysis in Ecology</i> , eds. Cormack R.M. & Ord. J.K. (1979) 8, 305-332, International Cooperative Publishing House, Maryland
Francia	Minerale ferroso nelle rocce			Serra J. - <i>Miner. Deposita</i> (1968) 3, 135-154
	- clorito	15 µm	1,6	
	- quarzo	15 µm	1,9	
	- quarzo	5 cm	1,6	
	- ferro	5 cm	1,5	
	- ferro (E-W)	100 m	1,7	
	- ferro (N-S)	100 m	1,8	
	- ferro (E-W)	500 m	1,6	
- ferro (N-S)	500 m	1,9		
Ciad	Piovosità	1 km	1,7	Delphiner P. e Delhomme J.P. <i>Display and Analysis of Spatial data</i> , eds. Davis J.C. & Mc Cullagh M.J. (1975), Wiley, London
Terra	Rese di varie colture	1-1000m	1,6-1,8	Fairfield Smith A. - <i>J. Agric. Sci.</i> (1938) 28, 1-23

Le serie di dati spaziali posseggono la proprietà di essere multivariate e multitemporali e di comprendere grandezze strettamente correlate nello spazio e nel tempo. La dimensione frattale, unitamente ad informazioni sull'intervallo di variabilità entro cui il processo può considerarsi frattale, viene usata per parametrizzare serie estese di osservazioni (per esempio di tipo meteorologico). Ciò consente una riduzione dimensionale di molte serie spaziali e/o temporali, semplificandone considerevolmente la trattazione e il loro confronto in termini di variazione.

5.1 Multifrattali

Se il paesaggio o il suolo potesse venir modellato come un oggetto rigorosamente frattale, sarebbe sufficiente conoscere D e l'ampiezza di variazione di una data proprietà o grandezza ad una certa scala, per ricavarne la variazione a qualsiasi altra scala. E' quello che è stato fatto da Miller (1980), quando ha esteso il concetto di "scaling" a tutte le scale, dalla globale alla sub-microscopica. Una tale idea è stata accolta all'inizio, ovviamente, con molto entusiasmo, soprattutto da parte di cartografi o di programmatori di grafica per ricreare, per esempio, a computer e in tempo reale i paesaggi artificiali durante una simulazione di volo. E' sufficiente, però, il confronto fra i paesaggi reali e quelli artificiali, ottenuti anche con complessi algoritmi frattali (Goodchild, 1980, 1981), per convincersi come quest'ultimi presentino, pur nella variabilità, una eccessiva regolarità, che tradisce il determinismo dell'algoritmo generatore. In realtà, molte volte i modelli frattali falliscono nel simulare sistemi, quali una rete di drenaggio o un insieme di affioramenti geologici che, per il carattere localizzato della loro variabilità, sono più difficili da trattare. I soli esempi in cui un paesaggio potrebbe considerarsi rigorosamente prodotto da un processo stocastico autosimilare è quello in cui tale processo potesse venir scalato secondo un unico fattore di scala, come nella formazione di crateri su lune o pianeti o nella formazione di dune o rilievi sabbiosi in una distesa desertica. I paesaggi reali, in effetti, sono il risultato di molti fattori interagenti e sovrapposti (Mandelbrot, 1977; Burrough, 1983), con diversi livelli di complessità e, quindi, diversi valori di D alle diverse scale. E' per questa ragione che, relativamente al suolo, si parla oggi più propriamente di comportamento multifrattale. Questa proprietà particolare ha trovato nella letteratura internazionale denominazioni differenti, come "effetto gigogne" in Francia (Serra, 1968) o "a strutture nidiate (*nested*)" negli Stati Uniti (Journel e Huijbregts, 1978).

6.0 Esempi di applicazione dei frattali

6.1 Applicazione dei frattali alla caratterizzazione della rugosità superficiale di un suolo sottoposto a diverse modalità di lavorazione

Le lavorazioni agronomiche modificano la superficie del terreno a seconda delle modalità di esecuzione e delle caratteristiche degli attrezzi usati. Viene qui presentato un esempio di applicazione della geometria dei frattali, con lo scopo di cercare di dare una definizione rigorosa alla misura quantitativa della "forma" di una superficie. Assumendo che la linea di un profilo trasversale possa rappresentare sufficientemente una superficie, gli Autori (Castrignanò *et al.*, 1997) hanno applicato il metodo della varianza o della semivarianza degli incrementi per caratterizzare la morfologia della superficie di un suolo sottoposto a diversi tipi di lavorazione. Il metodo consiste essenzialmente nell'analisi della varianza altimetrica e la dimensione frattale viene stimata dalla regressione fra il logaritmo della varianza delle differenze in altezza e quello della distanza (*lag*) fra le coppie di punti in cui l'altezza è stata misurata.

Sono state messe a confronto 4 diverse modalità di lavorazione del terreno agrario: A - ordinaria (aratura a 45 cm con bivomere, 1 o 2 franziollature a 20 cm con aratro a dischi, fresatura a 10 cm); B - a due strati (attrezzo combinato - ripuntatore a 60 cm + fresa a 10 cm, fresatura a 10 cm); C - superficiale (aratura a 25 cm con pentavomere, fresatura a 10 cm); D - minima (fresatura a 10 cm).

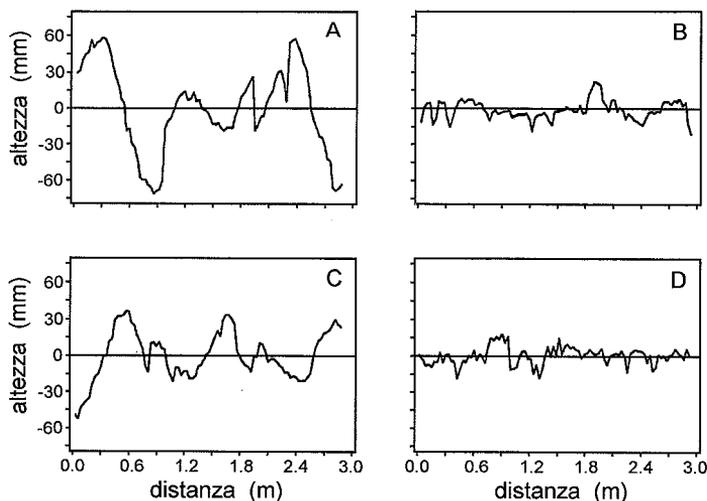
La procedura sperimentale consisteva nel registrare automaticamente, ad intervalli regolari di 30 mm, la variazione altitudinale della superficie del suolo su transetti lunghi 3 m, con un profilometro ad aghi costituito da 32 asticelle distanti 30 mm l'una dall'altra. La misura fu ripetuta in 3 momenti distinti: a settembre, ottobre e novembre, subito dopo l'esecuzione della particolare lavorazione prevista dal protocollo sperimentale. Per ciascun profilo fu quindi costruito il diagramma di Richardson, graficando il logaritmo della semivarianza delle differenze di altezza del suolo fra due punti contigui in funzione del logaritmo della loro distanza. Il valore della distanza frattale D fu ottenuta adattando una retta di regressione alla dispersione dei punti nel tratto iniziale del grafico, secondo la relazione [7].

Come criterio per decidere se una curva è statisticamente frattale o no, si è seguito quello di Muller (1987), il quale pone in 0.95 il valore soglia per il coefficiente di determinazione, R^2 , della regressione bilogarithmica.

I risultati dell'analisi statistica effettuata sui valori di D relativi al campionamento di settembre, dopo la lavorazione principale, hanno evidenziato come le due arature (profonda e superficiale) hanno presentato caratteristiche di rugosità superficiali simili fra loro ma nettamente distinte da quelle relative alla lavorazione a due strati o minima. Al contrario, l'effetto della fresatura finale in preparazione del letto di semina è stato quello di rendere statisticamente indistinguibili, almeno dal punto di vista frattale, le superfici sottoposte alle 4 diverse modalità di lavorazione.

I valori di D , inoltre, possono essere utilizzati come descrittori delle forme dei profili superficiali. In fig. 3 sono riportati alcuni dei profili ottenuti per i 4 trattamenti al momento del primo prelievo. Le curve corrispondenti alle due arature presentano delle oscillazioni profonde, ma sufficientemente dolci e con un limitato numero di punti cuspidali o angolosità. Per tali curve i valori stimati di D sono risultati sempre minori di 1.5. Per la lavorazione a doppio strato e il minimum tillage, le oscillazioni diminuiscono in ampiezza, ma aumentano in asperità. I valori di D , in questo caso, sono risultati sensibilmente maggiori di 1.5.

Figura 3: Profili di suolo sottoposto a quattro diversi tipi di lavorazioni: A) aratura tradizionale a 45 cm; B) scarificazione + fresatura; C) aratura superficiale a 20 cm; D) minimum tillage (da Castrignanò *et al.*, 1997).



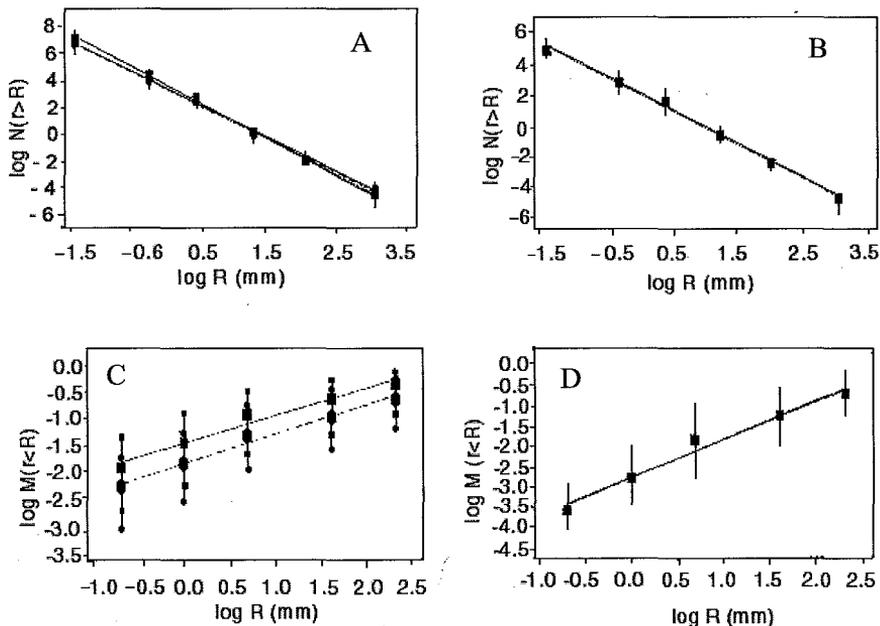
Questi primi risultati dell'applicazione dei frattali al campo agronomico mostrano l'utilità di usare la dimensione frattale superficiale come un parametro sintetico e facilmente stimabile per discriminare fra suoli sottoposti a diverse modalità di lavorazione. Un ulteriore vantaggio, da non

sottovalutare, deriva dalla possibilità di considerare D come una misura "quantitativa" della rugosità superficiale e come un descrittore sintetico della forma dei profili superficiali di suolo.

6.2 Applicazione dello scaling frattale alla suddivisione a secco degli aggregati

Si riporta un esempio di applicazione della teoria dei frattali alla distribuzione a secco degli aggregati del suolo, in cui sono posti a confronto due modelli (eq. [1] e [2]), relativi, rispettivamente, al numero cumulado di particelle più grandi di una dimensione caratteristica R e alla massa cumulata, M , delle particelle non più grandi di R rispetto alla dimensione media, r , delle suddette particelle (Castrignanò e Stelluti, 1997).

Figura 4. Valori osservati e rette di regressione del logaritmo del numero cumulado vs. il logaritmo della dimensione media delle particelle per il suolo di Rutigliano (A) e Metaponto (B); valori osservati e rette di regressione del logaritmo della massa cumulata, $M(r < R)$, vs. il logaritmo della dimensione caratteristica delle particelle per il suolo di Rutigliano (C) e Metaponto (D); i differenti simboli per il suolo di Rutigliano si riferiscono alle due date di campionamento (quadrato e linea solida per il terreno umido; cerchio e linea tratteggiata per il suolo secco) (da Castrignanò e Stelluti, 1997).



Le distribuzioni degli aggregati furono ottenute mediante setacciamento a secco degli aggregati di due suoli entrambi ad elevata componente argillosa: uno, quello di Rutigliano, prelevato in due momenti distinti caratterizzati da diverso contenuto idrico, l'altro, quello di Metaponto, campionato allo stesso istante, ma in 81 postazioni differenti di una parcella agronomica.

I dati sono stati trattati analiticamente e dimostrati essere proporzionali a R^{-D} e R^{3-D} , rispettivamente (fig. 4). Il parametro di regressione D , dimensione frattale, è stato inoltre calcolato, ponendo a confronto due diversi metodi di adattamento ai minimi quadrati, quello basato sulla trasformazione logaritmica dei dati precedentemente alla regressione lineare e quello basato sulla regressione non lineare direttamente ai dati non trasformati.

I risultati hanno mostrato come il parametro D , comunque calcolato, sia idoneo a discriminare stati idrici sufficientemente distinti di uno stesso suolo. Si è osservata, inoltre, una forte linearità nella relazione bilogaritmica di N in funzione di R (eq. [1]), come si ricava dagli elevati valori di R^2 (0.98 - 0.99); i valori del coefficiente di determinazione relativi al modello di massa (eq. [2]) sono risultati, invece, sensibilmente più bassi.

La spiegazione delle differenze osservate fra le due procedure di stima di D risiede nella diversa scala verticale dei due tipi di grafici e negli errori introdotti nella stima del numero delle particelle secondo la eq. [1]. Nell'approccio basato sul numero, l'apparente linearità è quasi sempre garantita dall'ampia scala delle ordinate (anche 12 ordini di grandezza), confrontata con quella delle ascisse (generalmente tre ordini di grandezza): con questo ampio intervallo di variabilità, è praticamente impossibile rilevare scartamenti significativi dalla linearità.

Nell'approccio basato sulla massa, la scala verticale comprende un numero ridotto di ordini di grandezza (~3-4), per cui il metodo risulta più sensibile alle variazioni di D nelle diverse frazioni delle dimensioni: il risultato finale è pertanto un maggiore scostamento dalla linearità. Il metodo basato sul numero dipende, inoltre, sensibilmente dalle assunzioni introdotte nel modello, quali l'invarianza della densità delle particelle dalla scala spaziale. Al contrario, per l'approccio basato sulla massa non è necessario fare alcuna ipotesi *a priori* e rappresenta, inoltre, una tecnica direttamente compatibile con i dati ottenuti dalle analisi meccaniche standard di laboratorio. L'analisi basata sulla massa mostra, tuttavia, che la distribuzione degli aggregati non si adatta perfettamente al modello frattale, soprattutto se si considera un ampio intervallo spaziale. L'esame dei grafici sembra, pertanto, suggerire l'ipotesi che il sistema suolo assuma un comportamento frattale differente su porzioni ristrette dello spettro delle dimensioni delle particelle.

Per quanto riguarda, infine, le procedure di *fitting* per il calcolo di D , gli autori suggeriscono di applicare direttamente le tecniche della regressione non-lineare, anziché operare preliminarmente una trasformazione logaritmica dei dati cumulati, al fine di evitare stime distorte (intercetta significativamente diversa da zero) della dimensione frattale.

6.3 Impiego dello scaling frattale per analizzare gli effetti della somministrazione di compost sullo stato di aggregazione del suolo

Si è applicata la geometria dei frattali ai dati relativi alla distribuzione a secco di massa degli aggregati, nell'ambito di un esperimento finalizzato a stabilire l'efficacia dal punto di vista agronomico, fisico e chimico della somministrazione di compost da RSU in un terreno agrario argilloso-limoso. L'obiettivo specifico di questo lavoro fu quello di studiare l'influenza dell'incorporazione di RSU-compost sullo stato fisico del suolo come misurato dalla dimensione frattale (Castrignanò *et al.*, 1999).

Il suolo, localizzato in agro di Foggia, presso l'azienda dell'Istituto Sperimentale Agronomico - Bari, è stato classificato come Typic Chromoxerert. Lo schema sperimentale fu a blocco randomizzato con tre ripetizioni e due tesi relative alle dosi di RSU somministrata al suolo nudo: C0, controllo; C2, 27.2 t ha⁻¹ di RSU. A novembre del 1996 la quantità di RSU fu incorporata nei primi 20-25 cm di suolo mediante una fresatura. A marzo del 1997 tre campioni disturbati di terreno furono prelevati a caso dallo strato 0-20/25 cm da ciascuna parcella, per sottoporli al setacciamento a secco degli aggregati. Approssimativamente 1500 g di materiale furono seccati in stufa a 40 °C e posti in un setacciatore a vibrazione del tipo Octagon 200 - Endecotts, costituito di 8 setacci sovrapposti di 50 mm di diametro e aperture pari a 16-8-6.30-4.75-3.35-2.0-1-0.5 mm. I valori così ottenuti furono utilizzati infine per la stima della dimensione frattale.

I valori medi dei due parametri D e R_L del modello [2], ottenuti dalla regressione non-lineare (Testimone: $D=2.545$, $R_L=18.253$; Trattato: $D=2.498$, $R_L=19.092$) sono risultati significativamente differenti al livello di probabilità $p<0.01$ per R_L e $p<0.001$ per D . L'aggiunta di compost nel suolo ha prodotto, pertanto, valori di D (grado di frammentazione) sensibilmente più piccoli e valori di R_L (massima dimensione degli aggregati) sensibilmente più alti per il campione trattato rispetto al testimone. I due risultati precedenti concordano nel provare un grado di frammentazione più basso e, quindi, un aumento della proporzione di aggregati più grossi nel campione

trattato rispetto al testimone.

Valori più piccoli di D sono già stati interpretati da altri autori (Rasiah *et al.*, 1992; 1993) come un aumento della proporzione degli aggregati più grandi a spese di quelli più piccoli, dovuto alla formazione di legami fra gli aggregati più piccoli per mezzo della sostanza organica introdotta con il compost. Entro, quindi, solo alcuni mesi dall'interramento del compost, si può ritenere che circa un 3% degli aggregati più fini (<0.5 mm) si sia stabilizzato negli aggregati più grossi, principalmente quelli di dimensioni 8-16 mm. Probabilmente la stabilizzazione è dovuta inizialmente alla formazione di legami fisici fra le particelle più fini, tramite il compost o i metaboliti prodotti dai microbi del suolo che utilizzano il carbonio organico presente nel compost come substrato di crescita (Biederbeck *et al.*, 1994).

Ciò che si constata, dunque, è che il compost ha prodotto uno spostamento di una percentuale di aggregati più piccoli in quelli più grandi, entro solo pochi mesi dalla sua introduzione. Questa modifica strutturale può essere efficacemente espressa da un indice, la dimensione frattale, facilmente ricavabile da semplici misure di laboratorio. La sensibilità dimostrata dal parametro D alle modifiche strutturali indotte dall'introduzione del compost, ci spinge a promuovere il suo impiego come un indice semplice ed efficace a caratterizzare l'influenza degli agenti stabilizzanti, quali il compost, sullo stato di aggregazione del suolo.

7.0 Sviluppi futuri

Il vantaggio principale derivante dall'uso della geometria dei frattali è poter integrare in maniera quantitativa informazioni provenienti da fonti di natura diversa, biologica, chimica e fisica. Crawford *et al.* (1993a) e Kampichler e Hauser (1993) hanno utilizzato i frattali per predire la dinamica microbica in suoli strutturati; Egball *et al.* (1993b) per descrivere quantitativamente la morfologia delle radici di mais anche in condizioni di stress d'azoto. La dimensione frattale si è dimostrata molto utile per esprimere quantitativamente il grado di ramificazione delle radici. Sono stati messi a punto anche alcuni modelli numerici frattali per caratterizzare l'architettura del sistema radicale (Spek e Noordwijk, 1994) ed è ragionevole prevedere la formulazione a breve termine di una qualche relazione teorica fra la morfologia radicale e la struttura del suolo. Hatano e Sukuma (1990) riportano una relazione lineare fra la dimensione frattale dei macropori e quella dei raggi medi delle radici. Numerose altre possibilità esistono di integrazione fra processi fisici, chimici e biologici del suolo, utilizzando la teoria dei frattali (Sokolowska, 1989).

Mentre molto sforzo è stato compiuto in passato sullo sviluppo teorico dei modelli frattali, al momento presente poco è stato fatto per verificare questi modelli con dati sperimentali effettivi. Lo studio di Egball *et al.* (1993b) è un raro esempio a tal riguardo; molte volte si sono utilizzati dati precedentemente pubblicati e raccolti per tutt'altro scopo. Il processo di validazione richiederebbe invece dati di alta qualità, contenenti osservazioni relative a più variabili specificatamente raccolte per lo scopo proposto. Tali validazioni dovrebbero essere condotte su un'ampia serie di tipi di suolo; un buon adattamento fra i dati sperimentali e un particolare modello frattale è condizione necessaria ma non sufficiente perché una data proprietà o processo possano essere considerati frattali in assoluto. Verifiche indipendenti, basate su una qualche giustificazione fisica, sono necessarie per una rigorosa valutazione della teoria.

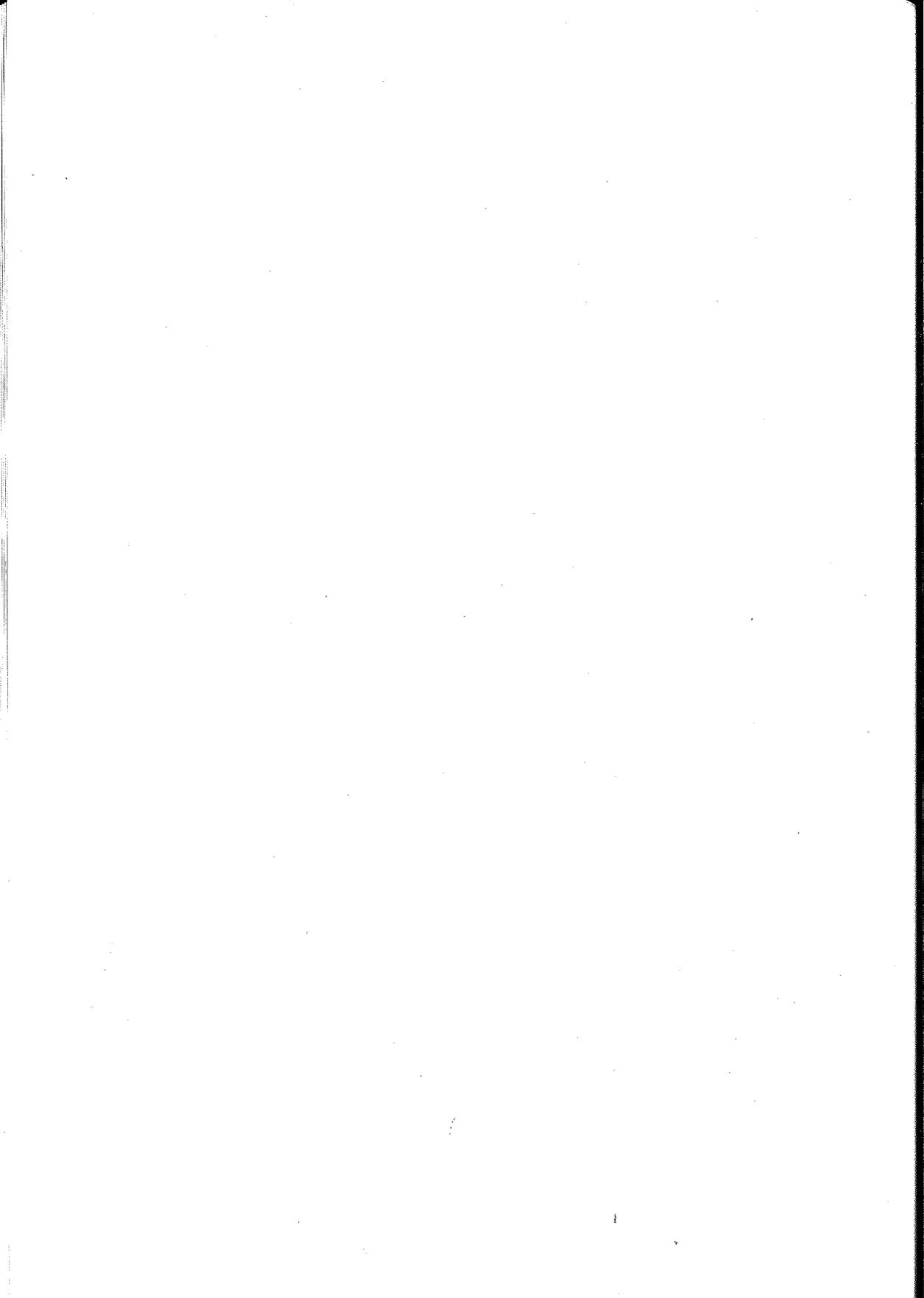
Come accennato all'inizio, i frattali posseggono proprietà sia descrittive che predittive per la scienza del suolo. Il lavoro precedente si è focalizzato essenzialmente sull'uso dei frattali come mezzo descrittivo, per caratterizzare le proprietà fisiche e la variabilità del suolo. Vi è la necessità, tuttavia, di andare al di là del semplice approccio descrittivo ed usare i frattali per fare delle previsioni basate su una migliorata comprensione fisica dei meccanismi in giuoco. Abbiamo visto come la dimensione frattale fornisca un mezzo per predire il comportamento di un sistema fisico ad una data scala spaziale ricavandolo dall'informazione acquisita ad un'altra. Analogamente dovrebbe essere possibile predire le proprietà di scala di parametri più difficili da misurare dalle dimensioni frattali di altri più facilmente determinabili.

8.0 Bibliografia

- ANDRLE R., ABRAHAMS A. (1989). Fractal techniques and the surface roughness of tallus slope. *Earth Surf. Proc. Land.*, 14, 197-209.
- ARMSTRONG A.C. (1986). On the fractal dimensions of some transient soil properties. *J. Soil Sci.*, 37, 641-652.
- ARYA L.M., PARIS J.F. (1981). A physicoempirical model to predict the soil moisture characteristic from particle-size distribution and bulk density data. *Soil Sci. Am. J.*, 45, 1023-1030.
- BARTOLI F., PHILIPPY R., DOIRISSE M., NIQUET S., DUBUIT M. (1991). Structure and self-similarity in silty and sandy soils: the fractal approach. *J. Soil Sci.*, 42, 167-185.
- BERTUZZI P., RAUWS G., COURRAULT D. (1990). Testing roughness indices to estimate soil surface roughness changes due to simulated rainfall. *Soil Tillage Res.*, 17, 87-99.
- BIEDERBECK V.O., CURTIN D., CAMPBELL C.A. (1994). Effects of oily waste disposal in loamy sand on microbial populations and activity. *Agron. Abstracts*, Seattle, Washington, Nov. 13-18, 1994, p. 292.
- BOIFFIN J. (1984). *La dégradation structurale des couches superficielles sous l'action des pluies*. Thèse de Docteur-Ingénieur. Ins. Nat. Agron., Paris, 128 pp.
- BROOKS R.H., A.T. COREY (1964.) Hydraulic properties of porous media. *Hydrol.*, Pap. 3, Colorado State Univ., Fort Collins.

- BURROUGH P.A. (1981). Fractal dimensions of landscapes and other environmental data. *Nature*, 294, 240-242.
- BURROUGH P.A. (1983). Problems of superimposed effects in the statistical study of the spatial variation of soil. *Agricultural Water Management*, 6, 123-143.
- CAMPBELL G.S. (1974). A simple method for determining unsaturated hydraulic conductivity from moisture retention data. *Soil Sci.*, 117, 311-315.
- CASTRIGNANÒ A., DE GIORGIO D., STELLUTI M. (1997). L'uso dei frattali nella caratterizzazione della rugosità superficiale di suoli sottoposti a diverse modalità di lavorazione. *Riv. di Agron.*, 31 (3), 870-877.
- CASTRIGNANÒ A., STELLUTI M. (1997). Applicazione dello "Scaling" frattale alla suddivisione a secco degli aggregati: Analisi e Limitazioni. *Riv. di Agron.*, 31 (3), 834-841.
- CASTRIGNANÒ A., GIGLIO L., LA CAVA P. (1999). Analisi degli effetti della somministrazione di compost sullo stato di aggregazione del suolo mediante la tecnica dello scaling frattale. Atti del Convegno SICA, Viterbo 31/9 - 2/10 1997.
- CHAMPIGNY J.P. (1986). *Determination de la dimension fractale de profils échantillonnés, application à la rugosimétrie*. Thèse de Docteur-Ingénieur, Université de Franche-Comté, Besançon, 79 pp.
- CHANG W.L., BIGGAR J.W., NIELSEN D.R. (1994). Fractal description of wetting front instability in layered soils. *Water Resour. Res.*, 30, 125-132.
- CRAWFORD J.W., B.D. SLEEMAN, YOUNG J.M. (1993). On the relation between number-size distributions and the fractal dimension of aggregates. *Journal of Soil Science*, 44, 555-565.
- CULLING W.E.H. (1986). Highly erratic spatial variability of soil-pH on Iping Common, West Sussex. *Catena*, 13, 81-98.
- EGHBALL B., MIELKE L.N., CALVO G.A., WILHELM W.W. (1993a). Fractal description of soil fragmentation for various tillage methods and crop sequences. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 57, 1337-1341.
- EGHBALL B., SETTIMI J.R., MARANVILLE J.W., PARKHUST A.M. (1993b). Fractal analysis for morphological description of corn roots under nitrogen stress. *Agron. J.*, 85, 287-289.
- FEDER J. (1988). *Fractals*. Plenum Press, New York.
- GOODCHILD M.F. (1980). Fractals and the accuracy of geographical measures. *Mathematical Geology*, 12, 115-125.
- GOODCHILD M.F. (1981). Randomness at Random Islands: Stochastic models of the physical Landscape. Annual Meeting of the Canadian Association of Geographers, Corner Brook, Newfoundland, August, 1981.
- HATANO R., SUKUMA T. (1990). The role of macropores on rooting pattern and movement of water and solutes in various field soils. Trans. 14th International Congress of Soil Science, Kyoto, Japan, 12-18 August 1990, II, 130-135.
- HATANO R., BOOTLINK H.W.G. (1992). Using fractal dimensions of stained flow patterns in a clay soil to predict bypass flow. *J. Hydrol.*, 135, 121-131.
- HATANO R., KAWAMURA N., IKEDA J., SUKUMA T. (1992). Evaluation of the effect of morphological features of flow paths on solute transport by using fractal dimensions of methylene blue staining pattern. *Geoderma*, 53, 31-44.
- HUANG C., BRADFORD J.M. (1992). Applications of a laser scanner to quantify soil microtopography. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 56, 14-21.
- JOURNAL A.G., HUIJBREGTS C.J. (1978). *Mining Geostatistics*. Academic Press, London
- KAMPICHLER C., HAUSER M. (1993). Roughness of soil pore surface and its effect on available habitat space of microarthropods. *Geoderma*, 56, 223-232.
- KEMBLOWSKI M.W., CHANG C.M. (1993). Infiltration in soils with fractal permeability distribution. *Ground-water*, 31, 187-192.
- MANDELBROT B.B. (1977). *Fractals, form, chance and dimension*. Freeman, Londra.
- MANDELBROT B. B. (1982). *The Fractal Geometry Of Nature*. (2 Edition). W. H. Freeman, Londra.
- MILLER E.E. (1980). Similitude and scaling of soil-water phenomena. In: Hillel D. (ed.), "Applications of soil Physics", Academic Press, New York.

- MULLER J.C. (1987). Fractal and automated line generalisation. *The Cartographic Jour.*, v. 24, no 1: 27-34.
- OHMIYA K. (1991). Fractal dimensions of terrain profiles. *J. Terramech.*, 28, 155-165.
- PAN J., LU Z. (1994). Fractal dimensions of soil strengths for paddy fields in China. *J. Terramech.*, 31: 1-9.
- PERFECT E. (1995). Fragmentation of Euclidean and fractal cubic aggregates. In: P. Baveye, J.Y. Parlange e B.A. Stewart (editori), *Fractal in Soil Science*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- PERFECT E., GROENEVELT P.H., KAY B.D., GRANT C.D. (1990). Spatial variability of soil penetrometer measurements at the mesoscopic scale. *Soil Tillage Res.*, 16, 257-271.
- PERFECT E., RASIAH V., KAY B.D. (1992). Fractal dimensions of soil aggregate size distributions calculated by number and mass. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 56, 1407-1409.
- PERFECT E., KAY B.D., FERGUSON J.A., da SILVA A.P., DENHOLM K.A. (1993). Comparison of functions for characterizing the dry aggregate size distribution of tilled soil. *Soil Tillage Res.*, 28, 123-139.
- PERFECT E., KAY B.D., RASIAH V. (1994). Unbiased estimation of the fractal dimension of soil aggregate size distributions. *Soil Tillage Res.*, 31, 187-198.
- PERFECT E., KAY B.D. (1995). Applications of fractals in soil and tillage research: a review. *Soil & Tillage Research*, 3 (36), 1-20.
- RASIAH V., KAY B.D., PERFECT E. (1992). Evaluation of selected factors influencing aggregate fragmentation using fractal theory. *Can. J. Soil Sci.*, 72: 97-106.
- RASIAH V., KAY B.D., PERFECT E. (1993). New mass-based model for estimating fractal dimensions of soil aggregates. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 57: 891-895.
- RAWLS W.J., BRAKENSIEK D.L., LOGSON S.D. (1993). Predicting saturated hydraulic conductivity utilizing fractal principles. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 57, 1193-1197.
- RIEU M., SPOSITO G. (1991a). Fractal fragmentation, soil porosity, and water properties: I. Theory. *Soil Sci. Am. J.*, 55, 1231-1238.
- RIEU M., SPOSITO G. (1991b). Fractal fragmentation, soil porosity, and water properties: II. Applications. *Soil Sci. Am. J.*, 55, 1239-1244.
- SERRA J. (1968). Les structures gigognes: morphologie mathématique et interpretation metallogénique. *Mineral. Deposita*, 3, 135-154.
- SHEPARD J.S. (1993). Using a fractal model to compute the hydraulic conductivity function. *Soil Sci. Am. J.*, 57, 300-306.
- SOKOLOWSKA Z. (1989). On the role of energetic and geometric heterogeneity in sorption of water vapour by soils: application of a fractal approach. *Geoderma*, 45, 251-265.
- SPEK L.Y., VAN NOORDWIJK M. (1994). Proximal root diameter as predictor of total root system size for fractal branching models. II. Numerical model. *Plant and Soil*, 164, 119-127.
- TOLEDO P.G., NOVY R.A., DAVIS H.T., SCRIVEN L.E. (1990). Hydraulic conductivity of porous media at low water content. *Soil Sci. Am. J.*, 54, 673-679.
- TURCOTTE D.L. (1986). Fractals and fragmentation. *J. Geophys. Res.*, 91 (B2): 1921-1926.
- TURCOTTE D.L. (1992). *Fractals and Chaos in Geology and Geophysics*. Cambridge University Press, Cambridge.
- TYLER S.W., WHEATCRAFT S.W. (1989). Application of fractal mathematics to soil water retention estimation. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 53, 987-996.
- TYLER S.W., WHEATCRAFT S.W. (1992). Fractal scaling of soil particle-size distributions: Analysis and limitations. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 56, 362-369.
- WHEATCRAFT S.W., SHARP G.A., TYLER S.W. (1991). Fluid flow and solute transport in fractal heterogeneous porous media. In: J. Bear and M.Y. Corapcioglu (Editori), *Transport Processes in Porous Media*, NATO ASI Series E, Vol. 202, Kluwer, Dordrecht, 695-722.
- WU Q., BORKOVEC M., STICHER H. (1993). On particle-size distributions in soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 57, 883-890.



APPLICAZIONI MODELLISTICHE ALLA GESTIONE E PIANIFICAZIONE DELLE RISORSE IDRICHE DEL TERRITORIO

Andrea Cicogna¹, Marco Gani¹, Francesco Danuso²

¹ CSA - Centro Servizi Agrometeorologici per il Friuli - Venezia Giulia
Via Carso 3 - 33052 Cervignano (Udine)

² Dipartimento Produzione Vegetale e Tecnologie Agrarie
Università degli Studi di Udine - Facoltà di Agraria
Via delle Scienze 208 - 33100 Udine

Riassunto

L'impiego dei modelli di simulazione ha trovato recentemente diffusione come supporto alla **pianificazione** e alla **gestione** irrigua, sia a livello aziendale che territoriale, integrando le conoscenze di base sui processi del sistema colturale con quelle ottenute da rilevazioni climatiche e pedologiche specifiche.

Nella gestione dell'irrigazione, le problematiche comunemente affrontate sono l'individuazione del momento di intervento irriguo, del volume di adacquamento e della convenienza economica dell'irrigazione, sulla base delle condizioni colturali e pedoclimatiche del momento.

Gli aspetti che riguardano la pianificazione irrigua sono la conoscenza, in termini di probabilità legata alla variabilità climatica, delle esigenze idriche delle colture (stagionali e di punta), dei turni ottimali nelle diverse condizioni, dell'inizio e durata della stagione irrigua, finalizzata all'ottimale dimensionamento e gestione degli impianti consortili o aziendali.

Nel presente lavoro viene riportata l'esperienza maturata dal 1991 in Friuli-Venezia Giulia, presso il Centro Servizi Agrometeorologici del Friuli-Venezia Giulia (CSA), con il modello Bidrico2, sviluppato nell'ambito di una collaborazione che ha coinvolto, oltre al Centro Servizi stesso, il Dipartimento di Produzione Vegetale dell'Università di Udine e l'ERSA del Friuli-Venezia Giulia. Vengono, inoltre, descritte le attività di assistenza irrigua agli agricoltori della regione e le attività sviluppate per soddisfare le esigenze di conoscenza dei parametri irrigui da parte di enti diversi come, ad esempio, i Consorzi di Bonifica.

Agrometeorologico aveva individuato nell'ottimizzazione dell'irrigazione una delle linee operative sulle quali impostare le proprie attività.

Bidrico è stato quindi realizzato con lo scopo di impostare un servizio regionale di irrigazione pilotata e in stretta collaborazione tra Servizio Agrometeorologico e Università; ciò ha quindi consentito un continuo miglioramento ed adeguamento del software alle esigenze operative.

Bidrico effettua la stima dello stato idrico del terreno in funzione delle condizioni ambientali (variabili meteorologiche, caratteristiche del terreno), colturali ed agronomiche, stabilendo i fabbisogni idrici, e suggerendo i criteri di intervento irriguo (epoca e volumi). Fornisce, inoltre, una stima della riduzione di produzione delle colture dovuta alla carenza idrica.

Il modello della dinamica dell'acqua nel terreno impiegato in Bidrico2 deriva da quello realizzato da Danuso e Giovanardi (1991) e si basa sul lavoro di Driessen (1986) per quanto riguarda infiltrazione, scorrimento superficiale e percolazione. Il calcolo dell'evapotraspirazione di riferimento (ETr), se richiesto, è realizzato secondo il metodo di Blaney-Criddle modificato dalla FAO (Doorembos e Pruitt, 1977). L'evapotraspirato massimo deriva da ETr tramite l'impiego dei coefficienti colturali. Gli apporti idrici da falda sottosuperficiale sono stati ottenuti con il metodo proposto da Rijtema e modificato da Driessen (1986).

Il programma permette all'operatore di modificare tutti i parametri del modello. Presenta quindi elevata flessibilità d'impiego potendosi adattare alle situazioni specifiche di ambiente, coltura e tecnica colturale.

Il programma richiede l'inserimento di una serie di parametri che caratterizzano terreno e coltura e l'inserimento dei valori giornalieri di precipitazioni, temperatura minima e massima dell'aria e profondità della falda (se accessibile alla coltura). Opzionalmente possono essere inseriti anche l'evapotraspirazione di riferimento e l'intensità media giornaliera di pioggia.

I risultati forniti dal modello sono: approfondimento radicale, umidità e riserva idrica dello strato di terreno superficiale esplorato dalle radici, riserva facilmente utilizzabile (RFU), deficit irriguo, durata prevista per l'esaurimento della RFU e resa relativa potenziale ed effettiva.

Bidrico è stato testato per un triennio (1991-1993) con sperimentazioni sia parcellare sia in pieno campo su diverse colture (mais, soia, girasole, bietola, melo e vite) in numerose aziende del Friuli, tra cui l'Azienda Sperimentale dell'Università di Udine. Tale sperimentazione ha permesso di mettere a punto il modello, convalidarne i risultati e ottimizzare le prestazioni del programma, anche attraverso una verifica operativa.

2. L'assistenza alla gestione irrigua

2.1 *Il panorama italiano*

Vi sono essenzialmente due modalità con cui i modelli previsionali vengono utilizzati nella gestione irrigua.

Nella prima i modelli vengono utilizzati direttamente dagli utenti a supporto delle proprie scelte irrigue. Generalmente tali utenti sono agricoltori con una buona conoscenza informatica, enti di ricerca, aziende sperimentali, ecc. In alternativa i modelli vengono utilizzati da enti di assistenza che forniscono un servizio alle aziende. In diverse regioni italiane i bilanci idrici vengono compilati da tecnici che poi forniscono i suggerimenti irrigui alle aziende sulla base delle simulazioni con i modelli.

Più rari sono gli esempi in cui i risultati dei modelli vengono inviati direttamente alle aziende da un centro di elaborazione, senza la mediazione di un tecnico. In tal senso, storicamente, si può menzionare il servizio offerto dalla Bonifica Renana (Regione Emilia-Romagna) tramite il sistema interattivo Videotel (IrriVideotel). Tale servizio ha interessato migliaia di utenti e ha sicuramente rappresentato un riferimento anche a livello europeo. Con l'abbandono del videotel, l'irrigazione guidata interattiva è stata portata su Internet mediante il servizio IRRINET, consentendo l'interattività tra azienda e centro di elaborazione. Le aziende possono così comunicare le irrigazioni effettuate e le piogge verificatesi e, automaticamente, dal centro di elaborazione viene determinata e comunicata la data prevista per l'intervento irriguo.

In Italia esistono attualmente alcuni servizi all'irrigazione di quest'ultimo tipo. Essi richiedono da parte dell'utente un adeguato hardware e software e, inoltre, una buona conoscenza informatica; questo, per ora, ne ha limitato il bacino di utenza.

Diversi Enti che si occupano di assistenza irrigua hanno preferito passare da un approccio che prevede l'esecuzione di bilanci idrici puntuali, a bilanci irrigui per "aree omogenee". In questo caso il centro di elaborazione deve disporre di una mappa pluviometrica e di una mappa pedologica adeguata. La dimensione delle aree omogenee sarà diversa a seconda della risoluzione delle mappe di pioggia e di quelle pedologiche. Strumenti di tale genere possono essere usati, oltre che per l'irrigazione guidata, anche per ottenere informazioni di tipo generale su territori ampi. In questo filone si inserisce per esempio "Criteria", un software realizzato dal Servizio Meteorologico Regionale dell'Emilia Romagna (Marletto e Zinoni, 1994).

Utilizzando un approccio di questo tipo il CSIM (Centro Speri-

mentale per l'Idrologia e la Meteorologia del Veneto) emette consigli per l'irrigazione in aree omogenee che vengono poi diffusi mediante bollettini (Agrometeo informa) inviati per posta (Giardini *et al.*, 1996). Sempre in questo filone si inserisce parte dell'esperienza maturata in Friuli-Venezia Giulia con il servizio territoriale su teletext (Cicogna e Gani, 1998).

Attualmente, anche negli USA (Caldwell, 2000) il metodo del teletext è ritenuto da preferire rispetto all'impiego di Internet in quanto, nonostante la diffusione del computer tra gli agricoltori superi il 50%, le difficoltà operative ne scoraggiano ancora l'uso.

2.2 L'esperienza in Friuli-Venezia Giulia

Il Friuli-Venezia Giulia è comunemente conosciuto come una regione piuttosto piovosa: la piovosità media annua sulla pianura varia dai 1000 mm della costa ai 1600-1800 mm che si registrano a ridosso delle colline. Durante il periodo estivo le piogge non sono sempre sufficienti a soddisfare le esigenze delle colture; in particolare nei mesi di luglio ed agosto si verificano consistenti deficit idrici: mediamente in questi 2 mesi le richieste delle colture superano di 200-250 mm le piogge (Giovanardi, 1987).

Bisogna inoltre considerare che buona parte dell'alta e media pianura friulana è caratterizzata da terreni poco profondi, con un elevato contenuto di scheletro (Comel, 1976). In questi terreni l'irrigazione resta una pratica imprescindibile per garantire produzioni costanti negli anni poiché nei mesi più caldi la riserva idrica che riescono a trattenere è sufficiente a soddisfare solo per pochi giorni le esigenze delle colture. In questo contesto, dal 1994 in Friuli-Venezia Giulia è operativo un Servizio di Irrigazione Guidata, rivolto a vari utenti e secondo diverse modalità di distribuzione dell'informazione, utilizzando comunque Bidrico2 quale "motore" del sistema.

2.2.1 Il servizio aziendale di irrigazione guidata

Nell'estate del 1994 si è dato il via al Servizio Irriguo Guidato per le aziende (Cicogna *et al.*, 1994). Fin dall'inizio è stato chiaro che l'uso di uno strumento informatico, quale Bidrico, come mezzo per la pianificazione dell'irrigazione, richiede da parte dell'utente una certa dimestichezza nell'uso del computer e, inoltre, le dimensioni aziendali non sempre giustificano l'impegno derivante dall'uso del software. Infine è richiesta una accurata taratura del modello rispetto alla realtà aziendale in cui si opera. Per questo motivo le attività hanno seguito due principali direttrici:

A. Supporto tecnico per una corretta gestione del modello Bidrico rivolto agli utenti che utilizzano direttamente il modello. Questa attività richiede sia l'istruzione degli utenti sugli aspetti operativi del programma, sia la messa a punto dei dati e dei parametri che meglio si adattano alle condizioni pedologiche e colturali.

B. Gestione diretta del Servizio di irrigazione guidata aziendale. Dal punto di vista operativo il Servizio alle aziende prevede dapprima un sopralluogo nelle aziende interessate, durante il quale vengono raccolte informazioni di tipo agronomico e gestionale. Poi, durante la stagione irrigua, presso la sede del Centro Servizi Agrometeorologici di Cervignano (UD), viene eseguito bisettimanale il calcolo dei bilanci idrici e l'invio dei consigli irrigui alle aziende. Il collegamento tra Aziende e CSA avviene via fax (figura 1). I dati di irrigazione e pioggia vengono comunicati al Centro Servizi dalle aziende agricole, mentre i dati di temperatura e quelli di evapotraspirazione di riferimento sono ottenuti per interpolazione spaziale dei dati forniti dalla rete di rilevamento meteorologico dell'ERSA-CSA.

Il servizio proposto alle aziende si basa sul rapporto diretto tra centro di elaborazione ed agricoltori per lo scambio di dati meteorologici e agronomici. Tale rapporto diretto permette una continua verifica dei consigli irrigui che, grazie alle tarature man mano apportate, sono sempre più aderenti al comportamento delle specifiche unità colturali. Nonostante gli ottimi risultati previsionali conseguiti, è tuttavia da rilevare che tale servizio, può interessare, per ovvi motivi di costo, solo un numero limitato di aziende.

2.2.2 Il servizio territoriale di irrigazione guidata

Per rendere disponibile il Servizio di Irrigazione Guidata al maggior numero possibile di aziende, è stata messa a punto una metodologia innovativa, di uso semplice e che tenga conto dell'elevata variabilità ambientale (Cicogna, 1997).

E' intuitivo, infatti, che in un certo territorio ogni singola unità colturale sarà caratterizzata da una specifica combinazione di terreno, coltura e tecnica irrigua. D'altro canto è anche vero che in un territorio limitato tutte le infinite possibili combinazioni variano entro limiti ben definiti: i tipi di terreni sono compresi in una gamma più o meno ampia, ma comunque limitata, lo stadio di sviluppo di una coltura nei diversi appezzamenti, spesso è molto simile, i periodi in cui vengono eseguiti eventuali interventi irrigui sono spesso coincidenti, anche perché condizionati dai turni imposti dai Consorzi di Bonifica.

Fig.1 - Esempio di consiglio irriguo inviato via fax alle aziende aderenti al Servizio Irriguo Guidato

ERSA - CSA Agrometeo Friuli-Venezia Giulia Servizio Irriguo Guidato 1999 - tel. 0431-382430		
Azienda: Az. Agr. PINCO- BASILIANO		Nome: PINCO
Unità irrigua: CAPPE Coltura: MAIS Data compilazione bilancio (*): 28/ 8		
Previsione dell'andamento della RFU in assenza di irrigazioni e precipitazioni		
Giorno dell'anno	Umidità del suolo (%)	RFU
29/ 8	24.8	35.6
30/ 8	24.4	34.5
31/ 8	24.0	33.3
1/ 9	23.7	33.1
2/ 9	23.5	32.3
3/ 9	23.2	31.5
4/ 9	22.9	30.7
Deficit idrico rispetto alla Capacità di Campo: 0.5 (mm)		
Durata della riserva idrica facilmente utilizzabile: >7 GIORNI		
Consiglio irriguo: NON E' RICHIESTA IRRIGAZIONE PER I PROSSIMI 7 GIORNI		
Unità irrigua: LARGA_NORD Coltura: Soia Data compilazione bilancio (*): 28/ 8		
Previsione dell'andamento della RFU in assenza di irrigazioni e precipitazioni		
Giorno dell'anno	Umidità del suolo (%)	RFU
29/ 8	24.8	35.7
30/ 8	24.4	34.6
31/ 8	24.0	33.5
1/ 9	23.8	33.2
2/ 9	23.5	32.5
3/ 9	23.3	31.7
4/ 9	23.0	30.9
Deficit idrico rispetto alla Capacità di Campo: 0.5 (mm)		
Durata della riserva idrica facilmente utilizzabile: >7 GIORNI		
Consiglio irriguo: NON E' RICHIESTA IRRIGAZIONE PER I PROSSIMI 7 GIORNI		
CENTRO METEO ERSA - PREVISIONI METEO PER IL FRIULI-VENEZIA GIULIA		
SABATO 30.08.1997 attendibilità 70%		
Su tutta la regione, al mattino, cielo in genere sereno e atmosfera decisamente fresca. In giornata prevalenza di cielo poco nuvoloso su tutte le zone. Sul mare, al mattino, non si esclude la possibilità di qualche residuo temporale.		
DOMENICA 31.08.1997 attendibilità 70%		
Su tutta la regione bel tempo con cielo sereno o poco nuvoloso e venti di brezza.		
TENDENZA PER LUNEDI':		
cielo sereno o poco nuvoloso su tutta la regione.		

ATTENZIONE Verificare Le registrazioni di Pioggia del 25/8 e comunicare eventuali variazioni		

In buona misura si può quindi individuare una serie limitata di situazione tipiche, ognuna definita da una combinazione di coltura, terreno e tecnica irrigua, che descrivono completamente il territorio in esame.

Per quanto riguarda l'irrigazione è possibile ipotizzare una serie di scenari dove, data una combinazione coltura-terreno, la data dell'ultima irrigazione viene imposta in un giorno prestabilito. Per ognuno di questi scenari può essere calcolato il bilancio idrico, che fornirà un diverso consiglio irriguo (data della irrigazione successiva).

Tra questi scenari l'agricoltore potrà scegliere quello che più rassomiglia alla sua realtà di campo o, eventualmente, mediare le informazioni relative alle situazioni più simili alla propria.

Il mezzo di comunicazione più adatto per diffondere consigli irrigui di questo tipo sembra essere ancora oggi il sistema teletext (televideo) che consente di arrivare nelle case di buona parte degli agricoltori a costo nullo, in tempi rapidi e con estrema praticità.

2.2.3 La struttura del Servizio Irriguo Territoriale

Sulla base delle considerazioni sopra esposte dal 1997 il CSA, utilizzando il sistema teletext (televideo) dell'emittente televisiva regionale Telefriuli, ha reso disponibile un Servizio Irriguo Territoriale che permette di avere informazioni irrigue per aree omogenee in tutta la regione.

Il Servizio Irriguo Territoriale è strutturato come segue:

1. La pianura friulana è suddivisa in 15 zone (figura 2) ad ognuna delle quali corrisponde una stazione meteorologica dell'ERSA. Grazie a questa rete di stazioni è possibile stimare in ogni zona le piogge e i consumi delle colture.

2. In ogni zona sono individuati i terreni più tipici.

3. Per ogni terreno vengono eseguiti i bilanci idrici per le colture erbacee più diffuse, con il calcolo della riserva idrica e della sua durata.

Per quanto riguarda le irrigazioni vengono prese in esame 4 ipotesi:

- non sono mai state eseguite irrigazioni;
- l'ultima irrigazione è stata effettuata da 15 giorni;
- l'ultima irrigazione è stata effettuata da 10 giorni;
- l'ultima irrigazione è stata effettuata da 5 giorni.

4. Dal valore della riserva idrica viene calcolata la data consigliata per l'intervento irriguo.

5. Le date di irrigazione vengono inserite in tabelle riepilogative (figura 3), quotidianamente aggiornate e messe in linea sul teletext di Telefriuli.

Fig. 2 - Pagina Teletext di Telefriuli. La pianura friulana viene suddivisa in aree omogenee e viene riportato un elenco delle pagine teletext con i consigli irrigui per ciascuna area.



Fig. 3 - Pagina Teletext di Telefriuli. Vengono riportate le date consigliate per la prossima irrigazione su mais, in funzione di diversi tipi di terreno e della data dell'ultimo intervento irriguo.

ERRSA - CSA - IRRIGAZIONE GUIDATA:
Elaborazione del... 21/07/1997
Zona di GRADISCA Coltura MAIS

DATA STIMATA PROSSIMA IRRIGAZIONE

Ultima irrigazione effettuata il...	16/7	11/7	6/7	MAI
Terreni profondi senza sassi				
Franco	30/7	25/7	21/7	
Limoso		27/7	22/7	
Argilloso			25/7	25/7
Sabbioso	25/7			
Terreni profondi con 30% di sassi				
Franco	27/7	22/7		
Limoso	30/7	25/7		
Argilloso		28/7	23/7	
Sabbioso	22/7			

— prossima irrigazione dopo il 31/7
▒▒▒▒▒ irrigare prima possibile
segue SOIA e GIRASOLE---

Una pagina con i consigli irrigui è riportata in figura 3. Nell'intestazione, vengono indicate la data in cui è stato eseguito il bilancio idrico, la zona di riferimento e la coltura.

Al di sotto dell'intestazione è riportata una tabella in cui nelle righe vengono indicati 6-8 terreni tipici della zona, mentre nelle colonne vengono riportate 4 diverse ipotesi per l'irrigazione. All'incrocio tra le righe e le colonne vengono indicate le date consigliate per il prossimo intervento irriguo. Al posto della data, nel caso in cui l'intervento irriguo debba essere posizionato a più di 10 giorni di distanza, può essere presente una barretta blu (bianca nella figura). Viene invece riportata una barretta rossa (grigia nella figura) nel caso in cui la coltura sia già in stress e sia quindi necessario intervenire subito.

Un servizio di questo tipo, basato su scenari predefiniti, evidentemente non può essere in grado di rappresentare tutte le situazioni che la variegata realtà agricola propone. Nella compilazione dei bilanci idrici si devono operare delle semplificazioni che riguardano, ad esempio, il ciclo delle colture (medio per ogni zona) o i volumi d'adacquamento (nel servizio proposto si ipotizzano tali da riportare i terreni alla capacità idrica di campo).

Ciononostante, il contributo in termini di informazione che un servizio di questo tipo può dare alle aziende non è trascurabile, specie per la programmazione delle irrigazioni e quindi di tutte le attività aziendali. Inoltre, il sistema utilizzato per la diffusione delle informazioni (teletext) presenta tre caratteristiche estremamente interessanti che lo rendono vantaggioso rispetto ad altri sistemi informativi: costo nullo per l'utente, ampia diffusione, semplicità d'uso.

3. Applicazioni modellistiche alla pianificazione irrigua

Nel caso della pianificazione irrigua i modelli di simulazione risultano gli strumenti ideali per valutare le necessità, l'efficacia e i rischi connessi ad interventi come le trasformazioni irrigue operate sul territorio dai Consorzi Irrigui e di Bonifica. A tale scopo viene presentata una metodologia, basata sull'impiego del modello Bidrico2, che, attraverso una elaborazione dei dati climatici storici, ha permesso di ricavare i principali parametri conoscitivi connessi con la realizzazione di una trasformazione irrigua territoriale (portata continua e di punta richieste), nonché con la gestione ottimale della stessa (inizio e fine della stagione irrigua, turni e volumi, ecc.).

La metodologia è stata applicata ad un comizio di distribuzione

di circa 70 ha, facente parte del Consorzio di Bonifica Cellina-Meduna (PN), con impianto d'irrigazione a pioggia, turno di 6 giorni e intensità di 25 mm per ogni intervento.

3.1 Metodologia adottata

Al fine d'ottenere una completa descrizione dell'area prescelta, è stata eseguita un'indagine sulla zona per determinare le caratteristiche idrologiche del terreno, i ritmi fenologici delle colture, il regime pluviometrico e la tecnica irrigua. Le informazioni raccolte sono state utilizzate per la realizzazione di una serie di simulazioni con i dati meteorologici relativi al periodo 1961-1990, utilizzando per il calcolo del bilancio idrico il modello Bidrico2.

Nelle simulazioni si è tenuto conto delle colture tipiche e maggiormente rappresentate nella zona: mais, soia e melo. I parametri relativi alle colture usati nel modello sono sintetizzati in tabella 1.

Tab. 1 - Parametri colturali utilizzati per le simulazioni con il programma Bidrico2. Ulteriori informazioni sul significato dei parametri impiegati possono essere reperite in Danuso *et al.*, 1992.

Parametro	Descrizione	MAIS	SOIA	MELO
GRUPPO	gruppo colturale evapotraspirativo	4	4	2
RMAX	Tasso approfondimento massimo radicale	35	30	1
KD	Coefficiente di resistenza allo stress	0.90	0.90	0.90
IVEG	Numero di giorni tra semina ed emergenza	13	9	0
CTER	Numero di giorni tra semina e copertura suolo	46	35	34
FVEG	Numero di giorni tra semina e fine fase vegetativa	97	55	60
IACC	Numero di giorni tra semina ed inizio accumulo	112	85	88
MFIS	Numero di giorni tra semina e maturazione fisiologica	175	145	201
KC1	Kc all'emergenza	0.30	0.30	0.30
KC2	Kc alla copertura suolo	0.70	0.70	0.50
KC3	Kc alla fine fase vegetativa	1.20	1.10	0.70
KC4	Kc all'inizio fase accumulo	1.10	1.10	1.10
KC5	Kc alla maturazione fisiologica	0.70	0.60	1.10
KY1	Ky all'emergenza	0.20	0.20	0.20
KY2	Ky alla copertura suolo	0.80	0.70	0.50
KY3	Ky alla fine fase vegetativa	1.50	1.00	1.00
KY4	Ky all'inizio fase accumulo	1.50	1.15	0.80
KY5	Ky alla maturazione fisiologica	0.50	0.80	0.70
Start	Data di semina o ripresa vegetativa	100	130	74

Le simulazioni sono state eseguite su 2 tipi di terreno. Il primo terreno (superficiale) è quello caratteristico della zona; il secondo terreno (profondo) è un terreno "ideale", franco, senza scheletro, dotato di una buona profondità e quindi con una riserva idrica decisamente maggiore del primo. Nel primo terreno lo strato di terreno esplorabile dalle radici è stato considerato pari a 50 cm, con una riserva idrica utilizzabile (RU) stimabile intorno a 42 mm. Il secondo terreno è caratterizzato da una riserva utilizzabile (RU) molto maggiore: per una profondità di 60 cm questa è stimabile intorno ai 115 mm.

I valori dei parametri idrologici dei terreni considerati sono riportati in tabella 2. Una prima stima di tali parametri è stata ottenuta sulla base dell'analisi idrologica dei terreni. I valori sono stati poi calibrati con l'apposita routine di Bidrico2 (metodo iterativo di Gauss-Newton), utilizzando i rilievi di umidità eseguiti in loco durante due stagioni irrigue (1996-1997).

Tab. 2 - Parametri dei terreni utilizzati per le simulazioni con il programma Bidrico2. Ulteriori informazioni sul significato dei parametri impiegati possono essere reperite in Danuso *et al.*, 1992.

Parametro	Descrizione	Terreno superficiale	Terreno profondo
PATF	Umidità al punto di appassimento della terra fine	0.290	0.100
CCTF	Umidità alla capacità di campo della terra fine	0.390	0.250
RB	Densità del terreno	1.10	1.30
S	Frazione ghiaiosa del terreno	0.25	0.00
DS	Massima profondità del terreno utile	500	600
SLO	Angolo delle zolle/solchi	0.2	0.2
SIG	Rugosità (profondità dei solchi)	40	40
PSOL	Pendenza del terreno	2.0	2.0
K00	Conducibilità idrica allo stato saturo	6.50	6.50
A2	parametri per l'infiltrazione	29.00	29.00
A1	parametri per l'infiltrazione	0.0231	0.0231
SORP	parametri per l'infiltrazione	11.73	11.73
CTZ	parametri per l'infiltrazione	5.00	5.00
B0	parametri empirici per la risalita capillare	-0.1096	-0.1096
B1	parametri empirici per la risalita capillare	-0.02381	-0.02381
B2	parametri empirici per la risalita capillare	3.710E-5	3.710E-5
B3	parametri empirici per la risalita capillare	-1.0028	-1.0028
B4	parametri empirici per la risalita capillare	+0.008310	+0.008310
ASI	parametri empirici per la risalita capillare	82	82

3.2 *Modalità di calcolo del bilancio idrico*

Per ogni terreno e coltura è stato calcolato il bilancio idrico impiegando 30 anni di dati meteorologici storici (1961-1990) del Min.LL.PP. Al verificarsi dello stato di stress idrico, il programma inserisce automaticamente l'irrigazione, con volume di adacquamento tale da riportare il terreno alla capacità idrica di campo. In tal modo ci si pone in una situazione ideale in cui non si verificano perdite produttive per carenza idrica. Nel contempo i consumi idrici delle colture sono mantenuti al massimo livello e non si verificano perdite per percolazione. La distribuzione nel tempo delle irrigazioni richieste (ottenute con la simulazione) tiene così conto della distribuzione delle piogge, dei consumi della coltura, della capacità di ritenzione idrica dei terreni e pertanto rappresenta l'effettiva richiesta di acqua di irrigazione della coltura in quell'ambiente.

I risultati dei 30 anni di bilanci idrici giornalieri sono stati analizzati con particolare riguardo all'identificazione di:

- a) durata della stagione irrigua (periodo intercorrente tra la data della prima e dell'ultima irrigazione dell'anno);
- b) volumi irrigui (quantità d'acqua da apportare al terreno per ciascun intervento irriguo);
- c) fabbisogno irriguo stagionale (quantità di acqua irrigua richiesta nel corso dell'anno);
- d) fabbisogno irriguo giornaliero (quantità d'acqua richiesta giornalmente, per il dimensionamento delle opere irrigue);
- e) Stima dei turni irrigui ottimali (se l'irrigazione è attuata con turno fisso).

I risultati ottenuti sono caratterizzati da variabilità che deriva dalla variabilità climatica delle 30 annate utilizzate per le simulazioni. Ciò ha permesso di ottenere le curve di probabilità cumulata (di non superamento) per ciascuna variabile irrigua, dalle quali ricavare i valori per i livelli di probabilità stabiliti o richiesti per la progettazione.

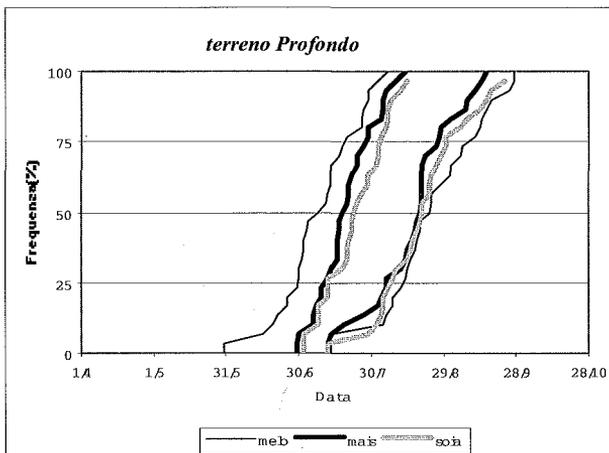
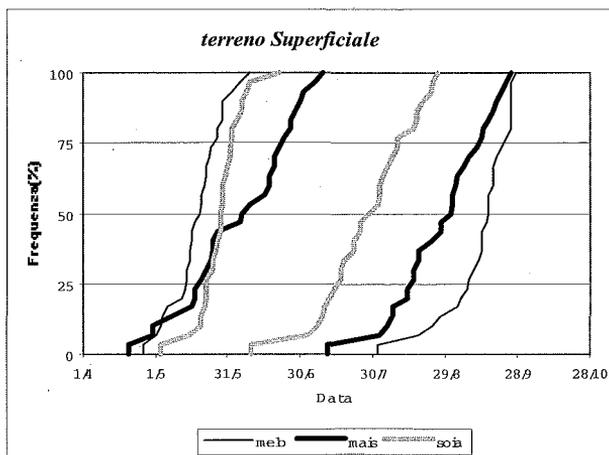
3.3 *Risultati*

3.3.1 *Durata della stagione irrigua*

Nel corso dei 30 anni di simulazione le date effettive di inizio e

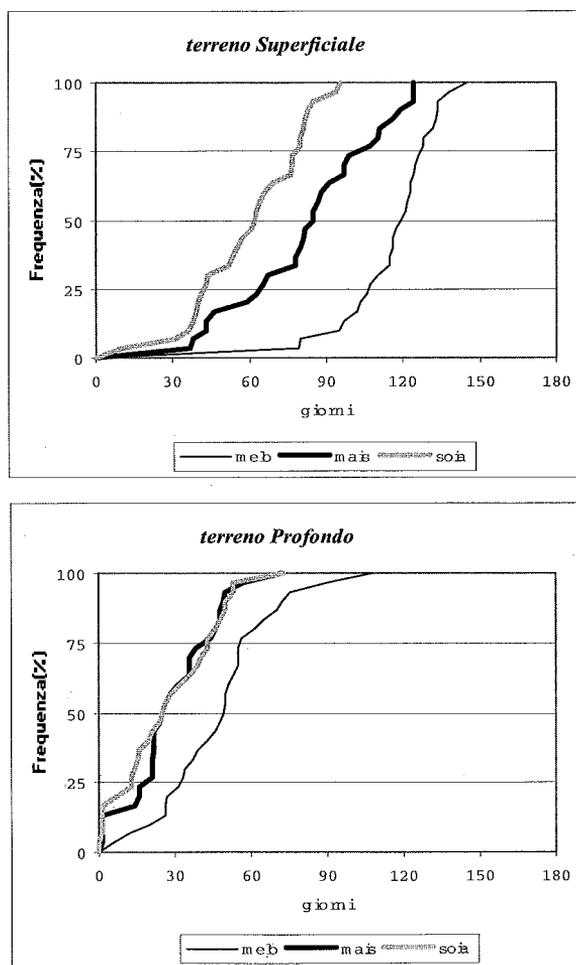
fine della stagione (date delle prime e ultime irrigazioni richieste per ciascun anno) sono risultate evidentemente variabili. Per rappresentare tale variabilità e ottenere le date di inizio e di fine della stagione irrigua che permettano di soddisfare la percentuale stabilita delle annate (ad esempio, il 90%), è necessario disporre delle distribuzioni cumulate delle date di inizio e fine stagione irrigua (figura 4). Tali curve indicano, per ciascuna data, la probabilità che l'inizio (o la fine) della stagione irrigua avvenga entro tale data, nei due terreni e nelle diverse colture. Ad esempio, volendo soddisfare il 75% delle annate, l'inizio della stagione irrigua stabilito dal Consorzio dovrebbe avvenire, per il mais intorno al 15 di maggio nel terreno superficiale e ai primi di giugno nel terreno profondo.

Fig. 4 - Frequenza con cui, entro una determinata data, sono posizionate la prima e l'ultima irrigazione stimate da Bidrico2.



In figura 5 è riportata una analoga distribuzione cumulata anche per la durata della stagione irrigua, quantificata come numero di giorni tra prima e ultima irrigazione. Si evidenzia che nel terreno più sciolto la durata richiesta per la stagione irrigua è mediamente maggiore, in seguito all'anticipo dell'inizio della stagione irrigua e al ritardo con cui questa si conclude. Inoltre, si nota una maggiore diversificazione tra le colture, dovuta in parte al diverso ciclo fenologico e in parte alla limitata riserva idrica del terreno sciolto, che a inizio e fine stagione non è in grado di far fronte a carenze idriche di breve durata.

Fig. 5 - Durata della stagione irrigua (numero di giorni tra prima ed ultima irrigazione) stimata da Bidrico2.



Dalla stessa figura si può dedurre, ad esempio, che il mais su terreno superficiale richiede una stagione irrigua di circa 100 giorni per soddisfare il 75% dei casi; con circa 120 giorni il 100% delle annate è soddisfatta. Sul terreno profondo invece, se si imposta una stagione irrigua di 45 giorni, questa è già adeguata al soddisfacimento del 75% delle annate.

3.3.2 Volumi irrigui

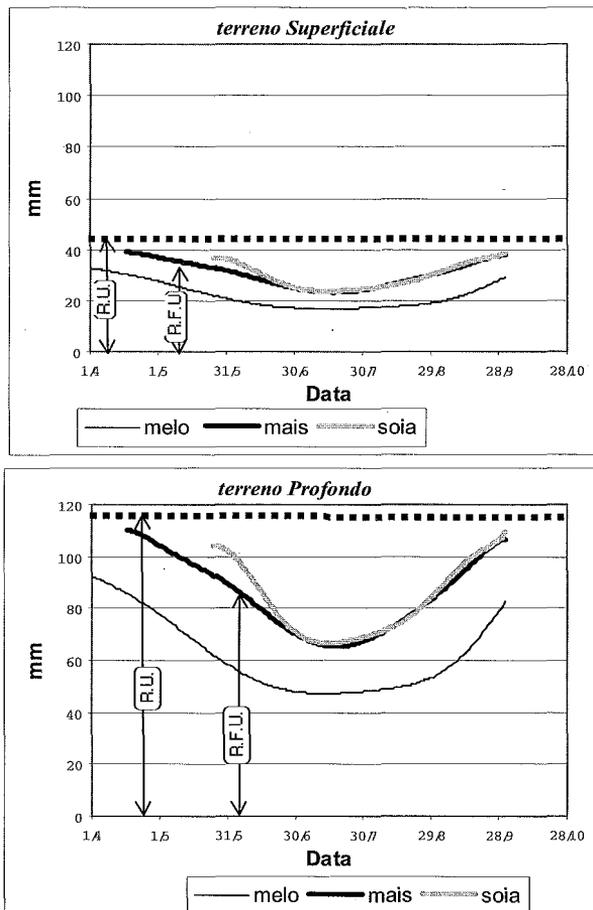
Solo una quota della riserva d'acqua del terreno è utilizzabile dalle colture senza che si verifichino stress idrici; questa riserva è definita RFU (Riserva Facilmente Utilizzabile). A parità di acqua disponibile nel suolo, la RFU varia in funzione delle condizioni ambientali ed è tanto più piccola quanto più elevata è la richiesta evapotraspirativa dell'ambiente (Doorembos e Kassam, 1979).

Nella figura 6 è rappresentato l'andamento della RFU massima (con il terreno alla capacità di campo) durante la stagione irrigua per le 3 colture in esame nei due terreni, calcolata come media dei valori dei 30 anni e nell'ipotesi che la profondità radicale sia sempre uguale al valore massimo possibile (tale assunzione, perfettamente valida per il melo, per le erbacee risulta accettabile, date le finalità del lavoro, in quanto tale profondità è raggiunta rapidamente e, generalmente, prima che si verifichino i maggiori stress idrici).

Com'è evidenziato nella figura, la curva della RFU è diversa per ogni coltura, ma presenta un minimo centrato nei mesi estivi, che condiziona e determina inequivocabilmente il volume irriguo. Volendo intervenire con una irrigazione nel momento in cui la RFU è esaurita (e quindi la coltura entra in stress), i volumi d'adacquamento da adottare dovranno essere tali da riportare l'umidità del terreno alla capacità di campo e quindi non potranno essere superiori ai valori riportati in figura 6, altrimenti si avranno perdite di acqua per percolazione.

Nel terreno sciolto il volume irriguo deve essere di 20-25 mm, mentre in quello profondo può superare i 40 mm. La curva della RFU presenta delle variazioni inter-annuali molto ridotte con un coefficiente di variazione massimo inferiore al 5%.

Fig. 6 - Andamento della R.F.U. massima durante la stagione irrigua (terreno a capacità di campo).

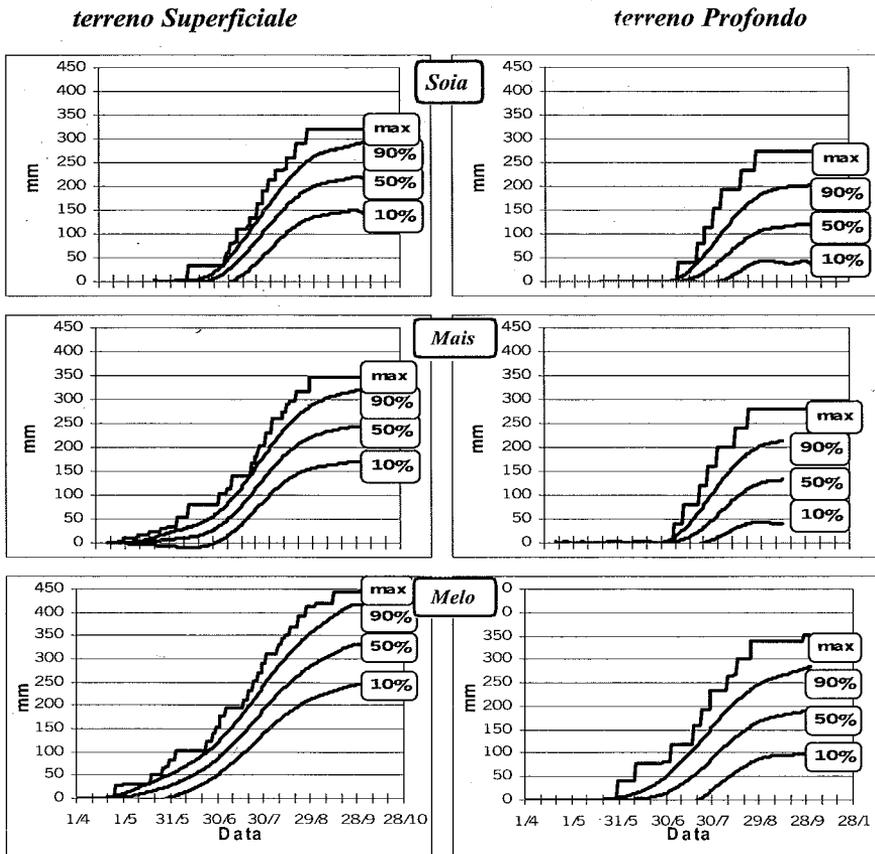


3.3.3 Fabbisogno irriguo stagionale

Per ogni coltura sono state accumulate nel tempo le irrigazioni che, dalle simulazioni con Bidrico2, si rendevano necessarie per evitare stati di stress per le colture. In tal modo sono state stabilite indirettamente le richieste idriche delle colture durante l'intero ciclo biologico. Con la serie di dati ottenuti da 30 anni di simulazione sono state create le curve di figura 7 che rappresentano le distribuzioni annuali cumulate delle richieste idriche delle singole colture, a diversi livelli di probabilità. Dalla figura si evidenzia

come nel terreno superficiale la richiesta irrigua mediana (50% dei casi) annua (volume irriguo stagionale) è di 250 mm per il mais, di 220 mm per la soia e di 330 mm per il melo; nel terreno profondo la richiesta mediana annua irrigua è di 130 mm per il mais, 120 mm per la soia, 190 mm per il melo. Volendo soddisfare, invece, tutte le richieste idriche nella totalità dei casi, i fabbisogni irrigui stagionali aumentano proporzionalmente. Da tale figura è possibile anche evidenziare le richieste irrigue cumulate durante il corso dell'annata.

Fig. 7 - Fabbisogno irriguo stagionale.

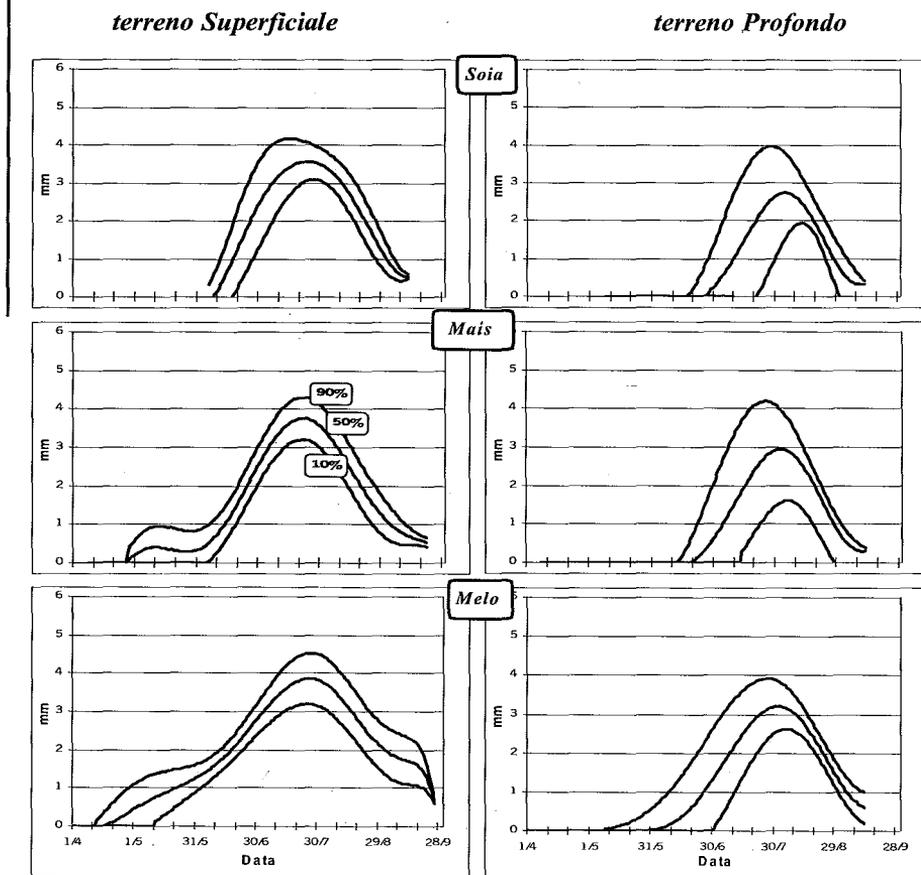


3.3.4 Fabbisogno irriguo giornaliero

Le richieste irrigue giornaliere delle colture che emergono dalla compilazione dei bilanci idrici, i quali tengono conto del tipo di terreno, della distribuzione delle piogge, delle percolazioni, ecc., sono ovviamente in-

feriori ai consumi idrici giornalieri (rappresentati dall'evapotraspirazione effettiva), poiché il terreno presenta una determinata riserva idrica. Questo è evidenziato nella figura 8 dove vengono indicate le richieste irrigue giornaliere delle colture a diversi livelli di probabilità. Si può notare un comportamento particolare della curva nei terreni sciolti. Infatti, mentre erano attese richieste irrigue via via crescenti nel periodo estivo, meno attese erano le richieste irrigue per mais e melo a fine aprile.

Fig. 8 - Fabbisogno irriguo giornaliero.



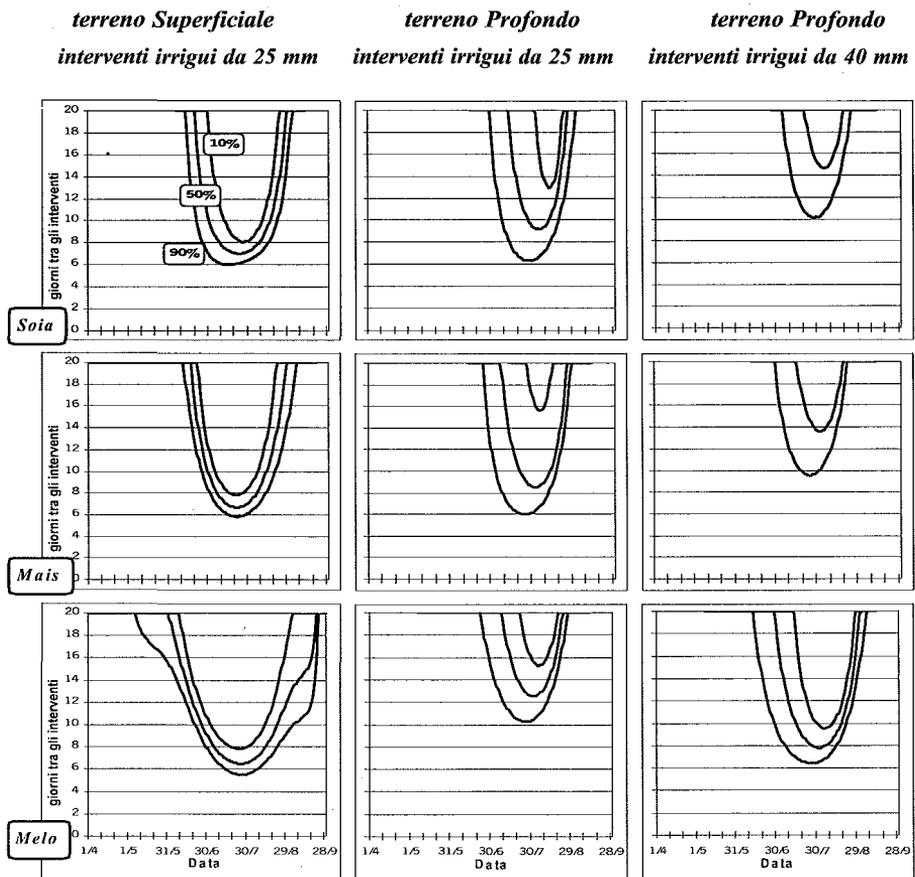
Nel terreno profondo molto diversa risulta la distribuzione nel tempo dei valori in quanto la curva risulta più "compressa" attorno al valore massimo; fino alla fine di giugno i valori sono prossimi allo zero. Si può notare, inoltre, la grande dispersione che si ha tra gli anni più piovosi e quelli meno.

3.3.5 Stima dei turni irrigui

La determinazione dei turni irrigui ottimali viene calcolata sulla base delle richieste irrigue giornaliere e sulla base di volumi irrigui tali da portare il terreno dall'umidità che corrisponde all'esaurimento della RFU fino alla capacità idrica di campo nel periodo di massima richiesta irrigua.

Per ogni coltura, si è quindi valutato il turno ottimale, durante la stagione irrigua e al variare del volume irriguo, scelto pari a 25 mm nel terreno superficiale e 25 e 40 mm in quello profondo (fig. 9), nell'ipotesi di rendere minimo lo stress idrico.

Fig. 9 - Lunghezza turno irriguo.



Nel caso di volumi irrigui di 25 mm, nel terreno superficiale il turno irriguo di 6 giorni risulta adeguato per soddisfare il 90% delle richieste su tutte le colture; con il terreno profondo il turno è sempre di 6 giorni per soddisfare il 90% dei casi, ma in una elevata percentuale di anni il turno irriguo potrebbe essere notevolmente allungato. Nel terreno profondo con volumi irrigui di 40 mm il turno può essere allungato fino a 10 giorni, soddisfacendo comunque il 90% dei casi.

4. Discussione e conclusioni

Dall'esame dei risultati si possono individuare alcuni punti interessanti, in relazione al tipo di terreno e al metodo impiegato.

4.1 Terreno superficiale

• I turni e i volumi adottati dal Consorzio di Bonifica Cellina-Meduna (25 mm ogni 6 giorni) risultano adeguati alle esigenze di soia e mais nei periodo che va dalla seconda decade di giugno fino a metà agosto. Prima e dopo di tali date, quando le richieste irrigue giornaliere sono inferiori, ad esempio, ai 2.5 mm/giorno, se necessario, si potrebbero usare, a parità di volumi distribuiti, turni più lunghi (10-12 giorni).

• Anche nel melo la richiesta irrigua superiore ai 2.5 mm/giorno inizia dopo il 20 giugno, ma si protrae fino a tutto agosto.

• Su melo può essere necessario un primo intervento irriguo già dalla fine di aprile.

4.2 Terreno profondo

Il terreno è caratterizzato da una RFU molto elevata e, di conseguenza, volumi e turni potranno essere sicuramente maggiori rispetto al terreno superficiale. La durata della stagione irrigua è sensibilmente ridotta in quanto la data d'inizio delle irrigazioni è più avanti nel tempo. In un terreno come questo, "ideale", la velocità di infiltrazione è comunque abbastanza elevata, tanto da consentire elevate intensità orarie ed alti volumi di irrigazione senza che si verificano perdite per ruscellamento significative. Su terreni con elevata riserva, potrebbe quindi essere utile differenziare turni e volumi rispetto a terreni meno dotati, anche ai fini di una maggior semplificazione nella gestione delle reti irrigue.

4.3 Considerazioni sulla procedura di valutazione per la pianificazione irrigua

Oltre ai risultati emersi dal caso in esame, lo studio effettuato dimostra come un modello per il bilancio idrico possa essere un valido strumento nella pianificazione irrigua.

In particolare l'utilità di modelli quali Bidrico sta soprattutto nella possibilità di effettuare analisi di scenario, unendo tra loro informazioni molto diversificate e complesse. Pedologia, clima, culture e tecniche agronomiche sono tutti input che il modello utilizza per determinare variabili indispensabili nella progettazione di grandi opere quali la durata della stagione irrigua, i volumi irrigui, il fabbisogno irriguo stagionale e giornaliero, la lunghezza dei turni irrigui. Relativamente alle applicazioni modellistiche alle problematiche irrigue, è inoltre opportuno sottolineare alcuni aspetti.

Sono disponibili molti buoni modelli matematici per la simulazione irrigua, ma tutti, per fornire risposte attendibili e adeguate alle esigenze dell'utente, richiedono una accurata ed attenta calibrazione. Solo dopo tale operazione il modello potrà essere applicato in modo operativo.

In molte realtà italiane, e sicuramente in Friuli - Venezia Giulia, il consiglio irriguo elaborato da un modello matematico è spesso una informazione dal basso valore aggiunto: l'agricoltore spesso riesce a gestire la tecnica irrigua, in modo sufficientemente adeguato, anche con metodi empirici. Per questo è importante che, nella gestione irrigua, i modelli matematici siano semplici, di facile impiego e con limitate richieste di input, pena la non applicabilità del modello.

Operando in un Servizio di Irrigazione Guidata è bene scegliere mezzi di comunicazione ampiamente diffusi e che permettano di limitare i costi. In questo senso la scelta del teletext appare oggi adeguata, perché (pur con il limite di non essere un mezzo interattivo) presenta dei vantaggi notevoli. L'uso di questo mezzo può essere un buon punto di partenza anche se l'obiettivo a medio termine è quello dell'impiego di Internet, quando la diffusione del computer tra gli agricoltori sarà adeguata.

Il modelli matematici trovano senz'altro una delle loro migliori applicazioni nella pianificazione irrigua dove gli investimenti sono ingenti e gli impianti non sono facilmente modificabili in tempi brevi. In questo senso uno dei punti di forza dei modelli di simulazione è insita nel fatto che oltre a descrivere situazioni contingenti, essi possono valutare quale impatto può derivare da cambiamenti nelle condizioni ambientali. Nuove tecniche agronomiche, nuove colture o anche cambiamenti climatici possono essere facilmente inseriti nel modello di simulazione, che potrà fornire un quadro delle possibili esigenze legate agli scenari irrigui possibili.

Ringraziamenti

Si ringrazia l'Ing. Scramoncin del Consorzio di Bonifica Cellina-Meduna (PN) per la collaborazione prestata nella realizzazione dello studio.

BIBLIOGRAFIA

- BAIER W., ROBERTSON G.W. (1966). A new versatile soil moisture budget. *Can. J. Plant Sci.*, 46: 299-315.
- CALDWELL R.M. (2000). Comunicazione personale.
- CAVAZZA L. (1992). Valorizzazione e tutela delle risorse idriche per fini agronomici. *Rivista di Agronomia*, 26, 4 subb., 543-558.
- CICOGNA A. (1997). Un nuovo servizio di irrigazione per il Friuli- V.G. *Notiziario Ersa* 3: 33-36.
- CICOGNA A., GANI M. (1998). Irrigazione guidata aziendale: quali strumenti per la diffusione dei consigli irrigui. Atti workshop nazionale di agrometeorologia: *Applicazioni di modelli di bilancio idrico e di produttività delle colture*, 75-86.
- CICOGNA A., GANI M., DANUSO F., GIOVANARDI R. (1994). Servizio irriguo guidato: un anno di sperimentazione. *NOTIZIARIO ERSA*, 5-6, 43-47.
- COMEL A. (1976). *Breve commento delle caratteristiche dei terreni e del loro valore agrario-Carta pedologica della Pianura friulana e del connesso anfiteatro morenico del Tagliamento* - CRSA Friuli Venezia Giulia
- DANUSO F., CONTIN M., GANI M., GIOVANARDI R. (1992). *BIDRICO: bilancio idrico culturale - Manuale d'uso e di riferimento*. ERSA-FVG, Gorizia, 95 pagine.
- DANUSO F., CONTIN M., GANI M., GIOVANARDI R. (1993). Field water balance: BIDRICO 2. 15th International Congress on Irrigation and Drainage, The Hague, The Netherland, 1993. Transactions of the 2nd workshop on Crop-Water Models.
- DANUSO F., GANI M., CICOGNA A., GIOVANARDI R. (1995). *BidriCo 2. Manuale di riferimento*. DPVTA, Università di Udine.
- DANUSO F., GANI M., GIOVANARDI R. (1995). Field water balance : Bidrico 2. Crop -Water-Simulation Models in Practice. Wageningen Pers 49-73.
- DANUSO F., GIOVANARDI R. (1991). Stima dei fabbisogni irrigui mediante simulazione dello stato idrico del suolo: applicazione del metodo alla media pianura friulana. *Irrigazione e drenaggio*, 3, 9-17.
- DOOREMBOS J., KASSAM (1979). Yield response to water. *FAO Irrigation and Drenage Paper n. 33*, Rome.
- DOOREMBOS J., PRUITT W.O. (1977). Guidelines for predicting Crop water requirement. *FAO Irrigation and Drainage Paper n. 24*, Roma.
- DRIESSEN P.M. (1986). The water balance of the soil. In "Modelling of agricultural production: weather, soil and crops" (H. Van Keulen e J. Wolfs, eds.) PUDOC, Wageningen, pag. 76.
- GIARDINI L., BERTI A., ZANIN G. (1996). Bollettino informativo per una agricoltura caratterizzata da bassi rilasci di nutrienti e fitofarmaci. Anno 1995. Atti convegno nazionale: *Nuovi scenari in Meteorologia* - C.S.I.M. Regione Veneto 60-86.
- GIOVANARDI R. (1987). Utilizzazione agronomica di un servizio agronomico nel Friuli-Venezia Giulia. Studio di fattibilità di un Servizio Agrometeorologico regionale, allegato 5.
- GIRARD M.C., DUFAURE L. (1998). Presentation d'un modele de transfert de l'eau dans le sols: SOURCE. In "Etudes sur les transferts de l'eau dans le systeme sol-plante-atmosphere", Ed. R. Calvert, INRA, Paris.
- HANKS R.J., KLUTE A., BRESLER E. (1969). A numeric method for estimating infiltration, redistribution, drainage and evaporation of water from soils. *Soil Res.*, Vol. 5.
- MARLETTO V., ZINONI F. (1994). Criteria: un modello per l'idrologia e la salvaguardia Ambientale. *Aer* 5: 11-12.
- SAXTON K.E., JOHNSON H.P., SHAW R.M. (1974). Modeling evapotranspiration and soil moisture. *Trans. ASAE*, 17: 673-677.

*IL RISCHIO DI CONTAMINAZIONE DA XENOBIOTICI NELLE FALDE ACQUIFERE. INDIVIDUAZIONE DI AREE A RISCHIO A LIVELLO REGIONALE MEDIANTE L'USO DI STRUMENTI INFORMATICI**

Marco Trevisan, Laura Padovani¹, Ettore Capri¹

Dipartimento di Scienze Agro-ambientali e della Produzione Vegetale,
Università degli Studi di Perugia
Borgo XX Giugno 72 - 06121 Perugia

¹ Istituto di Chimica Agraria ed Ambientale - Sezione Chimica Vegetale,
Università Cattolica del Sacro Cuore, Piacenza
Via Emilia Parmense 84 - 29100 Piacenza

La contaminazione delle acque sotterranee è un problema che deve essere affrontato principalmente a livello di pianificazione territoriale. L'uso di strumenti informatici di tipo predittivo può essere uno strumento utile specie se abbinato alla gestione del territorio tramite i sistemi geografici informatici (GIS). In generale la contaminazione può essere originata da sorgenti di tipo puntiforme (fabbriche, insediamenti civili, discariche, etc.) e da sorgenti diffuse (attività agricole, etc.). Qualunque sia il tipo di sorgente l'approccio base è il medesimo e solo nei modi di calcolo ci sarà una differenziazione.

In generale per prevedere il rischio di contaminazione delle acque di falda è necessario combinare informazioni e descrivere processi molto diversi tra loro come è possibile vedere in figura 1.

Le informazioni necessarie sono:

1. caratteristiche chemiodinamiche dei principi attivi,
2. caratteristiche idrologiche, pedologiche e geologiche del terreno (vulnerabilità intrinseca)
3. caratteristiche climatiche del sito
4. uso del suolo e pratiche agronomiche adottate
5. valore della risorsa

Non esiste al momento un sistema integrato completo che permetta di ottenere questa valutazione di rischio in modo automatico ma il processo è diviso in diverse fasi.

*Parte del testo e delle figure di questo articolo sono tratti dal libro *La previsione della contaminazione delle acque sotterranee da prodotti fitosanitari*, di Capri E., Padovani L., Trevisan M. (2000). Quaderni di Tecniche di Protezione Ambientale, a cura di Adriano Zavatti, n° 69. Protezione delle Acque Sotterranee. Pitagora Editrice, Bologna, 215 pp.

Le fasi possono essere le seguenti anche se spesso alcuni sistemi integrano più di una fase:

1. calcolo del pericolo dato dalle sostanze chimiche
2. calcolo della vulnerabilità intrinseca del suolo
3. definizione del valore della risorsa

Il calcolo del pericolo dato dalle sostanze chimiche può essere effettuato con

- indici matematici semplici,
- indicatori parametrici,
- modelli matematici complessi.

I metodi per la valutazione della vulnerabilità intrinseca degli acquiferi possono essere suddivisi in tre gruppi principali (Civita, 1994):

- zonazione per aree omogenee;
- valutazione con sistema parametrico;
- valutazione per relazioni analogiche.

Figura 1. Schema di calcolo del rischio di contaminazione delle acque sotterranee.



Spesso inoltre alcuni dei sistemi adottati sono un misto dei due per cui nei modelli matematici e in alcuni indici si tiene conto anche della vulnerabilità intrinseca dei suoli o almeno di parte di essi. Di solito del primo metro, per il quale è massima la capacità di attenuazione nei confronti delle molecole reattive quali quelle organiche.

Metodi di calcolo del pericolo dato dalle sostanze organiche

INDICI MATEMATICI SEMPLICI

Una indicazione più precisa del comportamento degli antiparassitari nel terreno ci viene dall'uso degli indici che, basandosi sulle proprietà chemiodinamiche di un prodotto e su pochi altri dati della struttura del terreno facilmente reperibili, danno una valutazione della pericolosità o meno del prodotto per la falda. Questi indici non hanno generalmente la pretesa di prevedere la concentrazione o la quantità di prodotto in una determinata fase, ma solo di dare una graduatoria in cui i prodotti vengono classificati in funzione di una data condizione ambientale.

Gli indici possono essere classificati come:

- 1) indici che utilizzano solo le proprietà chemio-dinamiche dei prodotti;
- 2) indici che utilizzano le proprietà chemio-dinamiche del prodotto associate alle condizioni di contorno dello scenario prescelto.

Gli indici più interessanti, dei quali in tabella 1 riportiamo le formule utilizzate nel calcolo, sono i seguenti:

Tabella 1: Definizioni degli indici.

$GUS = \log_{10} (t_{0,5}) [4 - \log_{10} (K_{oc})]$	
$AF = \exp (-0,693 (L (FC + (r f_{oc} K_{oc}) + (AC K_H)) / J_w) / t_{0,5})$	
$t_{0,5}$ = vita media nel suolo (giorni)	f_{oc} = carbonio organico
K_{oc} = coef. di adsorbimento (m^3/kg)	q = contenuto volumetrico in acqua
r = peso specifico (g/L)	AC = porosità
K_H = costante di Henry	L = profondità della falda (m)
J_w = ricarica netta (m/anno)	FC = capacità di campo

GUS: Groundwater Ubiquity Score. Proposto da Gustafson (Gustafson, 1989) dipende solo dal tempo di semivita nel suolo e dal coefficiente di adsorbimento. Valori inferiori a 1,8 indicano composti che non contaminano la falda per percolazione. Valori superiori a 2,8 indicano composti che possono contaminare la falda per percolazione, valori compresi tra 1,8 e 2,8 indicano comportamento intermedio.

L'indice è basato sul presupposto che le diversità di comportamento nel suolo tra i diversi antiparassitari siano dovute alla loro diversa mobilità e alla loro diversa persistenza nel suolo.

I valori calcolati con GUS sono stati confrontati con i dati di monitoraggio ambientale di fitofarmaci e si è notato un discreto accordo tra i dati derivanti dal monitoraggio ambientale e quelli ottenuti con l'uso dell'indice GUS. Ad esempio, nelle acque di falda e superficiali dello Iowa i composti non riscontrati nelle acque potabili erano quelli con più bassi valori di GUS (normalmente al di sotto di 1,8). Stesso accordo è stato mostrato con dati di monitoraggi condotti in Inghilterra.

AF: Fattore di Attenuazione. Proposto da Rao (Rao *et al.*, 1985), serve come indicatore della quantità dell'antiparassitario che esce dalla zona sottostante quella radicale (*vadose zone*), è basato sull'assunzione che in tempo impiegato da un prodotto ad attraversare la zona radicale e quella sottostante sia un indice della sua pericolosità per la falda.

E' un numero adimensionale compreso tra 0 e 1 che dipende dal tempo di semivita, dalla profondità della *vadose zone*, dalla velocità di infiltrazione, dalla densità apparente del terreno, dal K_d , dal K_H e dalla porosità del terreno. Più il valore di AF è basso e minori sono i rischi di contaminazione della falda: valori compresi tra 1,0 e 0,5 indicano elevata pericolosità, tra 0,5 e 0,1 pericolosità media, tra 0,1 e 0,001 scarsa pericolosità.

Come si può notare questi indici non tengono conto della dose distribuita, ma in realtà è possibile sempre introdurre questo importantissimo parametro in tutti gli indici come nei seguenti esempi.

L'uso degli indici descritti non può dare previsioni quantitative sulle concentrazioni dei p.a. nei vari comparti ambientali a seguito di trattamenti agricoli; può però suggerire la presenza di pericoli di inquinamento per le acque superficiali e profonde.

Pertanto l'uso di questi indici o di altri simili può essere molto utile per previsioni di tipo qualitativo:

1. nel costruire graduatorie di pericolosità per diversi principi attivi.

2. nel costruire mappe di vulnerabilità dei suoli o di rischio di contaminazione delle falde.
3. nella scelta di principi attivi con minore probabilità di compromettere l'ambiente.
4. nel decidere limitazioni all'impiego.

INDICATORI DI TIPO PARAMETRICO

Questi indicatori utilizzano un approccio di tipo parametrico che consiste nell'individuare categorie di fattori che concorrono alla valutazione del rischio di contaminazione delle acque sotterranee e successivamente classificarli con un punteggio.

Tra i tanti proposti uno interessante è quello proposto da Trevisan *et al.* (1999), il quale tiene conto del pericolo connesso con tutte le pratiche agricole non solo quelle legate all'uso di prodotti fitosanitari.

L'indicatore proposto è chiamato indicatore di pericolosità ambientale (IPA) e individua due categorie di fattori che contribuiscono alla determinazione del rischio di contaminazione:

- **i fattori di pericolo (FP)** che rappresentano tutte le attività agricole che generano o possono generare un impatto sulle acque sotterranee;
- **i fattori di controllo (FC)** legati essenzialmente alle caratteristiche del sito.

Nel caso dell'inquinamento diffuso tipico delle attività agricole è piuttosto difficile individuare sul territorio i punti di contaminazione come invece avviene per i casi di contaminazione puntiforme. Ma la necessità di avere informazioni di come l'uso del suolo potesse contribuire al rischio di inquinamento ha portato all'elaborazione di questo approccio, estremamente generico ma utile per una grossolana individuazione delle aree a rischio. Uno schema sommario è riportato in figura 2.

Moltiplicando tra loro i fattori di pericolosità e di controllo, si calcolano gli indici di pericolosità ambientale (IPA), i quali vengono a loro volta parametrizzati in una scala da 1 a 10 (tabella 2), dividendo l'intervallo in classi su base percentile. Valori di IPA maggiori indicano ovviamente maggiore pericolosità nel dato contesto geografico, mentre valori inferiori indicano minore pericolosità.

Figura 2. Schema di calcolo degli IPA

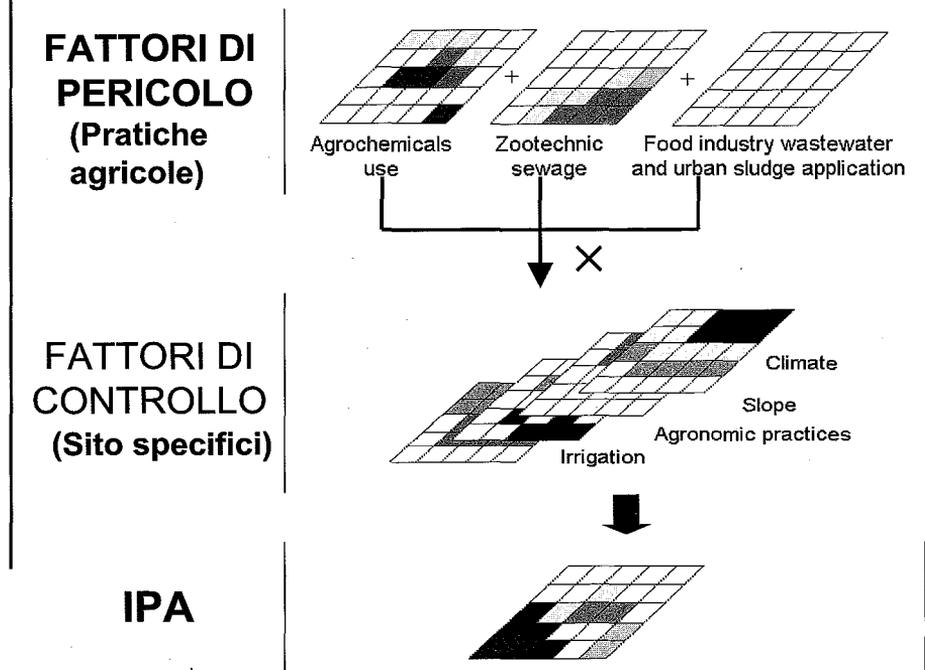


Tabella 2. Scala normalizzata degli indici di pericolosità e relativi intervalli.

IPA	intervallo	pericolo
1	0-1,6	assente
2	1,6-5,2	improbabile
3	5,2-9,4	molto scarso
4	9,4-14,5	scarso
5	14,5-21,0	molto basso
6	21,0-28,7	basso
7	28,7-38,3	moderato
8	38,3-50,7	discreto
9	50,7-68,0	alto
10	68,0-112,5	elevato

MODELLI MATEMATICI COMPLESSI

I modelli si possono definire come la descrizione matematica, tradotta in linguaggio informatico, di una rappresentazione concettuale più o meno semplificata di una parte del mondo reale. Negli ultimi anni si è intensificato lo sviluppo di modelli matematici per la previsione del movimento dei fitofarmaci nell'ambiente ed in particolare della lisciviazione nella falda. Tali modelli simulano molti processi idrologici e molte reazioni chimiche che avvengono nel terreno, trasformando gli input numerici in una rappresentazione quantitativa del movimento di un fitofarmaco. Il numero dei modelli proposti ed il numero degli utenti è in forte e continuo aumento e la loro utilità pratica si comprende meglio quando si pensi alle diverse funzioni che essi possono essere chiamati a svolgere non solo per valutazioni di impatto ambientale ma anche per scopi legislativi. Le finalità più evidenti sono:

- valutare i problemi causati dall'immissione dei fitofarmaci nell'ambiente;
- selezionare i fitofarmaci in base alla loro pericolosità in determinati anni a determinate dosi ed a determinati tempi di applicazione;
- valutare il potenziale rischio di inquinamento delle falde da parte di nuovi prodotti;
- fornire una guida per la registrazione di nuove molecole proposte dalle case produttrici.

La continua evoluzione della modellistica propone ogni anno nuovi modelli sia per scopi di ricerca che normativi, anche per effetto della Direttiva CEE 91/414 che impone a tutti i Paesi Membri di provvedere a legiferare in materia di Registrazione dei Fitofarmaci. In particolare, le proposte di registrazione di nuovi prodotti dovranno essere corredate degli studi di carattere ambientale e delle simulazioni con determinati modelli per determinati "scenari". È stato istituito un Organismo Comunitario (FOCUS, **FOR**um for international Coordination of pesticide fate models and their **US**e) per sviluppare linee guida e di consenso su vari aspetti (Adriaanse *et al.*, 1997, Boesten *et al.*, 1996; Boesten *et al.*, 1997): definire un glossario dei termini connessi ed utilizzati da tutti coloro che si occupano di modelli matematici; sviluppare linee guida pratiche per l'uso dei modelli nell'ambito della registrazione europea; sviluppare raccomandazioni per le procedure di validazione e calibrazione dei modelli.

I seguenti modelli sono stati valutati dal FOCUS, schedati e descritti: PELMO, PRZM-2, PESTLA, MACRO, LEACHP, PESTRAS, SIMULAT, VARLEACH, PERSIST, PLM, CRACK-NP, WAVE, GLEAMS.

Tra questi i primi quattro sono quelli successivamente adottati a livello europeo. Ma va ricordato che i modelli sono generalmente in continua evoluzione e quindi le versioni ed i nomi cambiano spesso molto velocemente.

Diversi schemi di classificazione (tabella 3) sono stati proposti per aiutare l'utente a selezionare il modello più adatto sia in termini del contesto di uso sia dei risultati desiderati (Addiscott e Wagenet 1985; Del Re e Trevisan 1993a; Wagenet 1993; Vanclooster *et al.* 1994).

Tabella 3. Alcuni esempi di modelli matematici che si differenziano per categoria, soluzione delle equazioni, scopo, processo e scala di operazione.

Modello	tipo	soluzione	scopo	processo	scala spaziale
GLEAMS	funzionale		gestionale	percolazione	campo
LEACHP	meccanicistico	numerica	ricerca	percolazione	campo
MACRO	meccanicistico	numerica	ricerca	percolazione	campo
PELMO	funzionale		gestionale	percolazione	campo
PESTLA	meccanicistico	numerica	ricerca	percolazione	campo
PRZM-2	funzionale	numerica	gestionale	percolazione	bacino
VARLEACH	funzionale		ricerca	percolazione	campo

I modelli sono stati sviluppati per diversi scopi: ricerca, gestionale, screening, educativi, legislativi, registrativi, etc. Impiegare un modello diversamente dagli scopi previsti dal realizzatore può precludere il buon esito della simulazione. I principali modelli rientrano nelle prime due categorie.

I modelli sono spesso (se ben programmati) ottenuti dall'assemblaggio di diverse sub-routines, ciascuna delle quali simula un processo di base (processi alle volte di tipo microscopico). L'identificazione di quali processi vengono simulati consente una buona classificazione dei modelli, di norma i processi simulati possono essere classificati in 4 differenti gruppi: processi idrologici, di trasporto e di trasformazione del pesticida, di crescita della coltura.

I modelli sono stati sviluppati per lavorare a diverse scale spaziali e temporali. *Scala spaziale.* Tutti i modelli sono stati realizzati per operare a specifiche scale spaziali: colonna di suolo, lisimetro, campo, bacino, distretto, regione, mondo. Ovviamente bisogna adoperare il modello solo alla scala per il quale è stato creato, anche se molti modelli prevedono opzioni per lavorare a scale spaziali differenti. Per scala spaziale si intende anche quella lungo il profilo del terreno; in questo caso si può simulare il movimento solo nella zona radicale o nella zona insatura o sino al saturo, oppure una combinazione di questi. *Scala temporale.* Intesa sia come tempo massi-

mo di simulazione sia come ciclo minimo di simulazione. Nel primo caso le simulazioni possono durare dalla distribuzione alla raccolta della coltura, un anno, venti anni: è quindi necessario selezionare i modelli in base al tipo di proiezione necessario (a breve, medio, lungo termine). La lunghezza del ciclo minimo varia, invece, da un giorno a qualche minuto. Di grande importanza sono anche la frequenza temporale con la quale il modello calcola i risultati, di solito uguale al ciclo minimo di simulazione.

A seconda del modo di simulare i processi di base i modelli si possono classificare in deterministici e stocastici. I modelli deterministici sono quelli strutturati in modo che il sistema suolo-acqua-fitofarmaco venga descritto come fonte di eventi che conducano ad un unico risultato, mentre in quelli stocastici il sistema è descritto in maniera da valutare i processi in termini statistici, pertanto i risultati ottenuti sono espressi in termini probabilistici.

I dati di ingresso possono essere divisi in parametri di stato e di sito; i parametri di stato definiscono i dati di ingresso richiesti per fare funzionare i processi di base; i parametri di sito definiscono specifiche caratteristiche della località nella quale il modello viene applicato. Ciascun modello dovrebbe fornire una tabella che identifica quali *inputs* sono richiesti, il grado di precisione richiesto, ecc. Ed in particolare se i dati sono misurati direttamente, se dati di letteratura o comunemente noti, se calibrati.

Con questa classificazione è più semplice comprendere l'importanza di una data uscita e quali informazioni sono richieste per fare funzionare il modello. E' evidente che un input misurato richiede più tempo per la sua definizione di uno che può essere ottenuto dalla letteratura.

Nelle seguenti tabelle (tab. 4, 5) sono riportati alcuni tra i più importanti dati necessari per effettuare le simulazioni.

Tabella 4. Parametri di simulazione.

	PELMO	MACRO	PESTLA	PRZM-2
ciclo orario di simulazione			SI	
dispersività	SI	SI	SI	SI
giorni di simulazione	SI	SI	SI	SI
massimo flusso idrico				
numero di cicli annui	SI	SI	SI	SI
numero minimo cicli giorno			SI	
n° segmenti	SI	SI	SI	SI
precisione di calcolo			SI	
profondità segmenti	SI	SI	SI	SI
profondità totale	SI	SI	SI	SI

Tabella 5. Parametri necessari al funzionamento di alcuni modelli, divisi per tipo.

	PELMO	MACRO	PESTLA	PRZM-2
C organico/sostanza organica	X		X	X
capacità di campo	X	X		X
coefficiente di diffusione apparente	X			X
condizioni al limite inferiore		X		
conducibilità idraulica alla saturazione		X	X	
conduttività idraulica		X	X	
contenuto di acqua iniziale	X	X	X	X
densità apparente	X	X	X	X
differenti parametri su proprietà idrauliche		X	X	
parametri di flusso del calore	X	X	X	X
parametri per erosione e scorrimento	X			X
porosità		X		
profondità falda			X	
profondità orizzonti terreno	X		X	X
punto appassimento	X	X		X
siti di adsorbimento/desorbimento				
tessitura	X			X
tipo di falda				
albedo			X	X
ampiezza temperatura		X		
durata evento piovoso				X
evaporazione pan giornaliera	X	X	X	X
evaporazione pan settimanale				
fattore pan	X			X
neve	X			X
ore di luce				X
pioggia giornaliera	X	X	X	X
quantità di acqua di irrigazione	X	X	X	
radiazione solare	X			X
umidità aria	X	X	X	
temperatura iniziale suolo				
temperatura max giornaliera aria	X		X	
temperatura media giornaliera/mensile aria			X	X
temperatura media mensile/annua aria				
temperatura min giornaliera/mensile aria	X	X		
temperatura suolo al limite inferiore			X	X
temperatura suolo media mensile			X	
velocità di irrigazione			X	
velocità pioggia		X		
velocità vento				X
assorbimento radicale	X	X	X	X
coefficiente assorbimento/desorbimento	X			
coefficiente di diffusione in acqua	X	X	X	

Tabella 5. (segue)

	PELMO	MACRO	PESTLA	PRZM-2
coefficiente diffusione gassosa	X			X
costante di degradazione fogliare	X	X		
costante di trasformazione nel terreno	X			X
costanti di degradazione nel terreno	X	X	X	X
degradazione in funzione temperatura	X		X	
degradazione in funzione umidità	X	X	X	
densità vapore saturo	X			
dilavamento dalle foglie	X	X		X
entalpia vaporizzazione	X			X
Kd		X		X
KH	X			X
Koc	X	X	X	
Koc/Kom Freundlich	X			
Kom			X	
metaboliti	X			X
N di Freundlich	X		X	
solubilità in acqua	X			X
variazione Kd con tempo	X			X
altezza coltura	X		X	X
copertura fogliare	X	X	X	X
crescita piante	X	X	X	X
massima intercettazione acqua	X	X		X
massima lunghezza radici	X	X	X	X
numero di colture	X	X	X	X
tipo di coltura (con opzione relativi inputs)	X	X	X	
vari parametri tipici della coltura	X	X	X	X
altitudine				
area del campo	X			X
data applicazione p.a.	X		X	X
data di emergenza coltura	X	X		X
data di germinazione coltura				
data di maturazione coltura	X	X		X
data di raccolta coltura	X	X		X
intervallo temporale tra 2 irrigazioni			X	
irrigazione	X			X
latitudine	X			
modo applicazione del p.a.	X			X
numero di applicazioni di p.a.	X		X	X
numero di p.a. applicati				
profondità di incorporazione del p.a.	X			X
quantità di p.a. applicata	X	X	X	X
tecnica irrigua	X			X
tecniche colturali	X			X

Ogni modello matematico che consideri il movimento dei fitofarmaci nella zona insatura del terreno generalmente è strutturato tramite un insieme di sottomodelli. Ciascuno di questi simula uno dei processi più importanti ai fini del movimento del fitofarmaco in questione. Un esempio di alcuni dei sottomodelli presenti nei diversi programmi è riportato in tabella 6.

Tabella 6 Elenco delle principali *sub-routines* eseguite da alcuni modelli di trasporto.

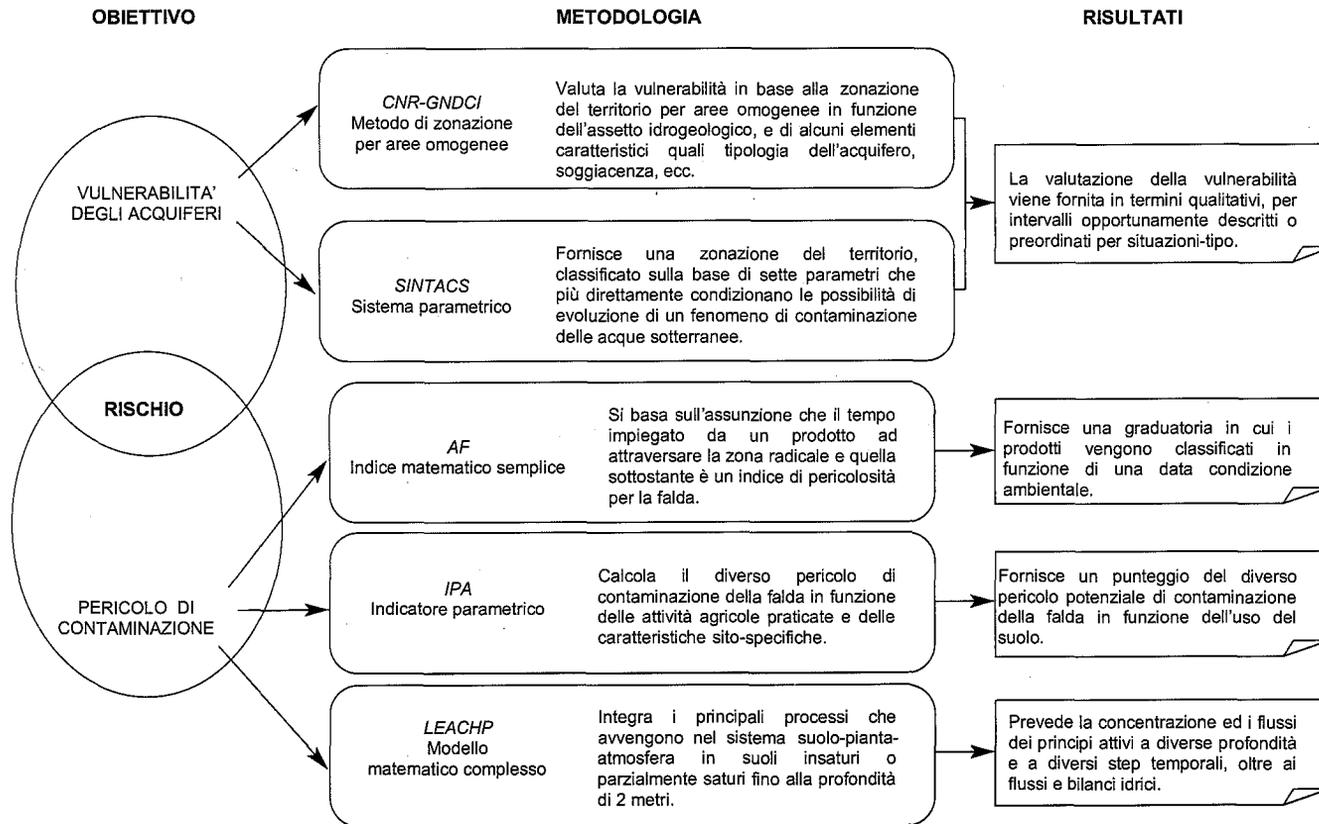
	PRZM-2	PELMO	MACRO	PESTLA
<i>Flusso idrico</i>				
Intercetta chioma	X	X	X	
Equazione di Richards			X	X
Capacitativo	X	X		
Assorbimento radicale	X	X	X	X
Runoff	X	X		
Evapotraspirazione	X	X	X	X
Irrigazione	X	X	X	X
Temperatura terreno	X	X		X
Crescita piante	X	X	X	X
<i>Flusso xenobiotico</i>				
Trasporto soluti	X	X	X	X
Dispersione soluti	X	X	X	X
<i>Trasformazione xenobiotico</i>				
Adsorbimento	X	X	X	X
Degradazione	X	X	X	X
Traslocazione pianta	X	X	X	X
Volatilizzazione	X	X		

Applicazioni a scala regionale

Nell'Allegato 7 (parte B) del recente Decreto Legislativo 152/99 – Testo Unico sulla Tutela delle Acque dall'Inquinamento – (Gazzetta Ufficiale, 1999), in recepimento delle Direttive CEE 271/91 e 676/91 vengono definiti i criteri per l'individuazione da parte delle regioni delle zone vulnerabili alla percolazione di prodotti fitosanitari e gli aspetti generali per la cartografia delle aree ove le acque sotterranee sono potenzialmente vulnerabili. In figura 3 sono mostrati gli approcci che possono essere seguiti e di seguito è illustrato una applicazione di questa metodologia.

Come esempio è stato scelto l'individuazione di zone a rischio potenziale di contaminazione della falda da atrazina nella zona di pianura della provincia di Piacenza. La scelta dell'area studio è stata basata su diversi fattori, quali la disponibilità delle informazioni pedologiche, climatiche, agronomiche ed idrogeologiche.

Figura 3 - Schema degli obiettivi e delle metodologie adottate per la valutazione del rischio di contaminazione della falda da prodotti fitosanitari.



Fra i numerosi prodotti fitosanitari ampiamente utilizzati in quest'area, nel presente studio è stata considerata l'atrazina poiché, pur essendo bandita dalla legge italiana a partire dal 1989, è tuttora l'erbicida rilevato in maggior concentrazione nei pozzi del territorio. L'area delimitata ha un'estensione di circa 1100 km², sulla quale insiste un'elevata concentrazione di attività agricole e zootecniche.

Il rischio potenziale di contaminazione delle acque sotterranee da atrazina è stato valutato in tre fasi successive:

1. Valutazione del pericolo potenziale di percolazione mediante modello matematico complesso (LEACHP);
2. Valutazione della vulnerabilità intrinseca degli acquiferi mediante metodo di zonazione per aree omogenee (CNR-GNDICI);
3. Valutazione del rischio potenziale di contaminazione mediante sovrapposizione dei risultati delle fasi 1 e 2.

FASE I. APPLICAZIONE DEL MODELLO MATEMATICO COMPLESSO. LEACHP

I modelli di simulazione possono essere utilizzati per ottenere delle mappe valutative della vulnerabilità dei suoli alla lisciviazione dei pesticidi quando si dispongono di dati di input distribuiti spazialmente. Applicati su scala regionale, i modelli di lisciviazione dei pesticidi, richiedono una grande quantità di dati georeferenziati. Un metodo efficiente per gestire tale mole di dati è rappresentata dai GIS (Geographical Information System). Numerosi sono gli approcci sviluppati per valutare l'andamento spaziale della percolazione dei pesticidi nei suoli. Essenzialmente, si possono distinguere due tipi di metodi (Tiktak, 1999):

1. il modello viene direttamente applicato ad un numero definito di combinazioni uniche dei parametri di base distribuiti spazialmente. Questi punti (o "mega-plots") vengono considerati rappresentativi per una o più celle-griglia o poligoni all'interno dell'area che deve essere mappata. Il numero dei mega-plots per il quale il modello deve eseguire le simulazioni dipende dal numero dei parametri di base distribuiti spazialmente, dalle dimensioni della cella-griglia e dal numero delle classi nelle quali sono stati divisi i parametri indipendenti.

2. Il modello viene dapprima fatto girare per un piccolo numero di punti rappresentativi dell'area. Successivamente, sulla base dei risulta-

ti di queste simulazioni, vengono definite delle funzioni di regressione tra gli input e gli output del modello ("meta-modello") con le quali si costruisce la rappresentazione cartografica.

Il primo approccio è flessibile e, normalmente, genera le previsioni più accurate, anche se richiede molto tempo per definire le combinazioni dei parametri ed eseguire le simulazioni. Il secondo metodo è più veloce, e può essere utilizzato nei Sistemi di Supporto alle Decisioni. Nel presente studio i risultati ottenuti con il metodo dei mega-plots sono stati utilizzati per derivare le funzioni necessarie per l'applicazione dell'approccio del "meta-modello".

Il numero di simulazioni da eseguire con il modello LEACHP è stato ridotto distinguendo innanzitutto i parametri utilizzati in *parametri non spazialmente e spazialmente variabili* (Fig. 4). Si assume che i dati riguardanti le proprietà dei pesticidi e le tecniche agronomiche rimangono costanti in tutta l'area studio (parametri costanti). Tra i parametri distribuiti spazialmente sono stati selezionati i dati relativi alla profondità di falda, la tessitura del suolo, il contenuto di sostanza organica e le precipitazioni. Il modello di simulazione utilizzato nel presente studio è la versione modificata per i pesticidi di LEACHM (Leaching Estimation And Chemistry Model: Wagenet e Hutson, 1989) denominata LEACHP.

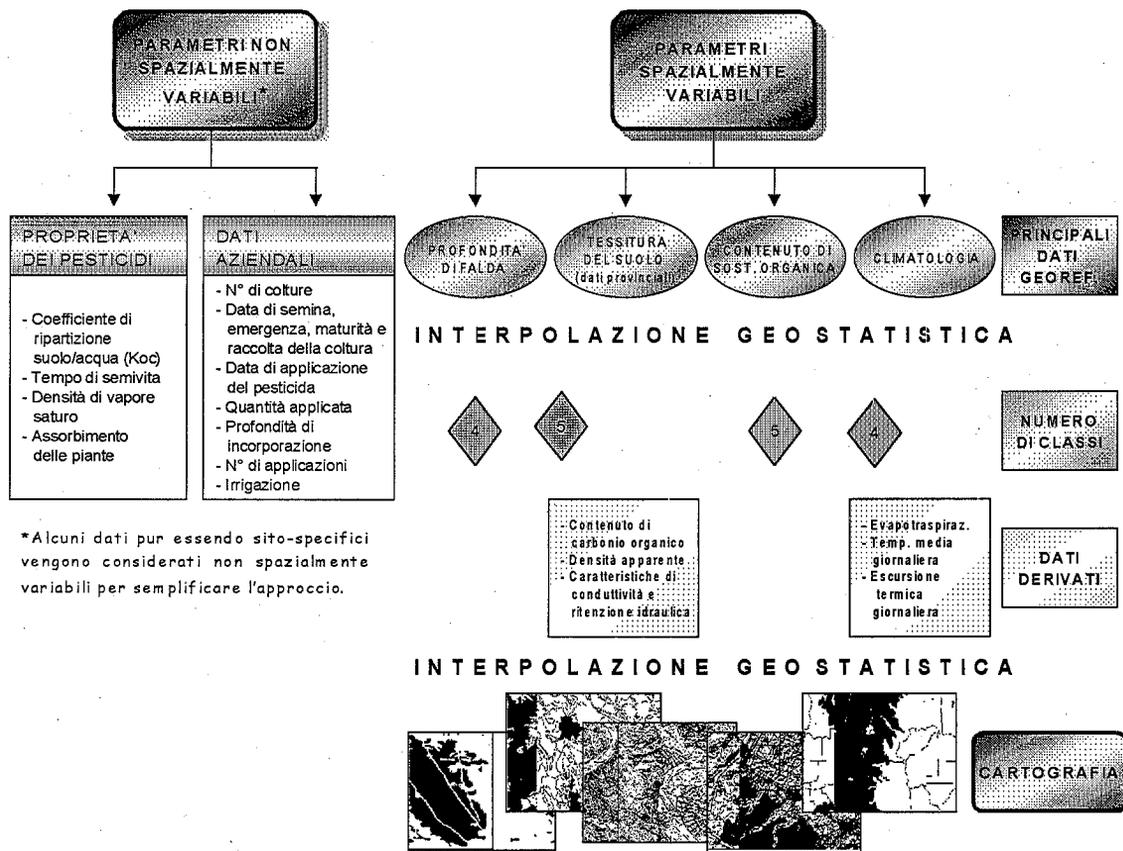
LEACHP è un modello matematico complesso che integra i principali processi che avvengono nel sistema suolo-pianta-atmosfera in suoli insaturi o parzialmente saturi fino alla profondità di 2 metri. Il profilo del suolo è diviso in segmenti orizzontali di uguale spessore ed il periodo totale della simulazione viene suddiviso in intervalli temporali più piccoli. I flussi e la quantità d'acqua e dei soluti viene calcolata ad ogni orizzonte e ad ogni intervallo temporale. Il regime idrico ed il trasporto del soluto nel terreno vengono descritte mediante l'equazione di Richards e l'equazione di convezione-dispersione (CDE) rispettivamente. Le simulazioni effettuate da LEACHP considerano inoltre gli effetti della degradazione, della volatilizzazione e della traslocazione delle piante. LEACHP è un modello che è stato ampiamente utilizzato in diverse applicazioni (per una rassegna si veda Corwin *et al.*, 1997).

Bisogna tuttavia ricordare che, come tutti i modelli, LEACHP presenta alcune limitazioni, come ad esempio:

⇒ non include la componente del flusso superficiale, per cui non viene considerato il runoff;

⇒ assume che il movimento dei soluti attraverso la matrice del suolo sia il risultato di una combinazione dei flussi convettivo e dispersivo (escludendo il flusso preferenziale attraverso i macropori).

Figura 4 - Parametri utilizzabili per le simulazioni e loro classificazione.



*Alcuni dati pur essendo sito-specifici vengono considerati non spazialmente variabili per semplificare l'approccio.

I parametri distribuiti spazialmente

La cartografia di base utilizzata per le elaborazioni all'interno dell'areale di studio è la carta dei suoli della pianura piacentina in scala 1: 50.000 realizzata dal Servizio Cartografico della Regione Emilia Romagna. Nella mappa vengono illustrati 23 tipi di unità dei suoli, aggregati in sottogruppi, rappresentati da 129 poligoni. Per la riduzione del numero di simulazioni da eseguire, i 23 tipi di suolo sono stati raggruppati in 5 classi, a seconda della tessitura.

Per quanto riguarda le caratteristiche chimico-fisiche dei suoli, riferiti ai primi 30 cm di profondità, sono stati utilizzati i valori analitici di 3316 campioni di terreno prelevati nell'area studio.

Le diverse caratteristiche climatologiche della pianura piacentina sono state definite mediante i parametri meteorologici (dati giornalieri di temperatura massima e minima, e pioggia) relativi al periodo 1992-1997 di quattro stazioni meteorologiche. I valori di precipitazione annuale media stimati mediante interpolazione sono stati convertiti in una mappa suddivisa in quattro categorie: $P < 750$ mm/anno (60.5%), $750 < P < 800$ mm/anno (13.1%), $800 < P < 850$ mm/anno (7.7 %) e $P > 850$ (18.8 %).

Per quanto concerne i dati di profondità di falda, si sono utilizzati 2386 dati georeferenziati forniti dall'A.R.P.A., Sezione di Piacenza. Dalla mappa ottenuta dopo interpolazione, risulta che nella maggior parte del territorio (87 %) la falda ha una profondità superiore ai 2 m., mentre solo nelle aree prossime al fiume Po e in una fascia a nord di Fiorenzuola, la profondità scende sotto il metro (2.5%).

I parametri non spazialmente variabili

I dati relativi alle caratteristiche chimico-fisiche dell'atrazina, alle dosi e modalità di applicazione simulate, alle caratteristiche della coltivazione e alle pratiche agronomiche sono state desunte dalla bibliografia specifica e da dati statistici provinciali.

I dati che definiscono lo scenario di applicazione riguardano le condizioni climatiche e pedologiche, le proprietà del pesticida e le modalità di applicazione. Per ridurre il numero di simulazioni, è stato supposto che tutto il territorio fosse coltivato a mais. In tabella 8 sono riportati alcuni dei parametri utilizzati per la simulazione.

Tabella 8 - Parametri principali utilizzati nelle simulazioni con il modello LEACHP.

PROFILO DEL SUOLO

Profondità: 1 m., con 10 strati dello spessore di 10 cm.

CONDIZIONI INIZIALI

Assenza di residui di atrazina nel profilo.

Suolo alla capacità di campo.

PRATICHE COLTURALI

Applicazione di atrazina: 28 aprile (annuale)

Mais: semina (20 aprile, annuale)

emergenza (1 maggio, annuale)

raccolta (25 agosto, annuale)

Irrigazione: 30 giugno; 10 e 20 luglio (annuale, 120 mm)

ATRAZINA

Solubilità: 30 mg/L

K_{oc} : 118.4 L/kg

Coeff. Di Henry (Kh): 1.38E-06

Half-life: 44 giorni

Dose: 1.9 Kg/ha (in preemergenza)

L'approccio dei "mega-plots"

L'applicazione del metodo dei "mega-plots" mediante sovrapposizione dei livelli informativi (5 classi per la tessitura del suolo, 5 classi per la sostanza organica e 4 classi per la climatologia), ha portato all'individuazione di 83 combinazioni uniche, per ciascuna delle quali è stata eseguita una simulazione. I risultati sono stati successivamente interpolati mediante kriging ordinario.

I "mega-plots" individuati, tuttavia, non risultavano distribuiti omogeneamente nell'area studio e potevano quindi compromettere l'affidabilità dei dati stimati mediante interpolazione. Per questo motivo, si è ritenuto necessario eseguire una verifica della attendibilità della distribuzione degli 83 profili selezionati, suddividendo il territorio in una griglia di 27 colonne e 18 righe, la cui intersezione identifica una cella che rappresenta un elemento di superficie reale con dimensioni 2,5x2,0 km. All'interno di ciascuna cella è stato considerato arbitrariamente un profilo, i cui dati sono stati inseriti nel modello LEACHP, per un totale di 306 simulazioni (questo metodo viene definito *stratified random sampling* o della "griglia").

L'approccio del "meta-modello"

Come descritto precedentemente, i risultati ottenuti dall'approccio dei "mega-plots" possono essere utilizzati per definire delle funzio-

ni di regressione tra gli input e gli output del modello, ed estendere quindi i risultati all'intero areale.

Al fine di individuare tale funzione, è necessario dapprima eseguire un'analisi statistica per definire quale dei parametri variabili spazialmente è maggiormente correlato con gli output del modello. Poiché dall'analisi statistica di Wilk-Shapiro risultava che i dati di concentrazione di atrazina ottenuti con l'approccio dei "mega-plots" non erano distribuiti in modo normale, i dati sono stati dapprima trasformati in logaritmo decimale e successivamente sottoposti ad analisi statistica. La sostanza organica (O.M.) è strettamente correlata con la quantità di pesticida percolato nel suolo stimata dal modello, con un intervallo di confidenza superiore al 95%. E' possibile quindi valutare l'andamento della concentrazione di atrazina (ATR) applicando a tutti i 3316 profili della provincia la seguente formula di regressione:

$$\text{LogATR} = 0.5751 - 0.8533 * \text{O.M.}$$

Fra i diversi output generati dalle simulazioni con il modello LEACHP è stata presa in considerazione la concentrazione media di atrazina raggiunta ad 1 metro di profondità dopo 6 anni di applicazioni del pesticida. In tutti i casi (approcci dei "mega-plots", della "griglia" e del "meta-modello") i risultati sono stati suddivisi in 6 classi di distribuzione e rappresentati cartograficamente mediante GIS. Le 6 classi di distribuzione sono state calcolate tenendo conto che la massima concentrazione di atrazina in falda consentita per legge è di 0,1 µg/L (Fig. 5). Dalla rappresentazione cartografica risulta che circa il 15% del territorio ricade nella 5a classe di pericolo (elevato), con concentrazioni superiori a quello imposto dalla normativa italiana; circa il 25% ha valori di percolazione compresi tra 0,01 e 0,04 µg/L (pericolo basso) e poco meno del 40% dell'area è classificabile a pericolo potenziale molto basso.

La verifica dell'attendibilità dei risultati dei "mega-plots" mediante l'approccio della "griglia" è apparsa piuttosto significativa. Dalla mappa ottenuta mediante interpolazione dei 306 dati (Fig. 6), emerge che più del 60% del territorio presenta valori di concentrazione di atrazina inferiori a 0,04 µg/L (43% con pericolo molto basso e 21% con pericolo basso), mentre solo l'8,4% ricade nella classe a pericolo elevato. Confrontando le mappe di Fig. 5 e Fig. 6 è possibile notare che le zone a maggior pericolo, in linea di massima, coincidono anche se varia l'estensione delle superfici coperte.

Ne risulta che l'approccio dei "mega-plots" si può considerare un metodo valido per ridurre il numero di simulazioni da eseguire con modelli matematici complessi per la valutazione del pericolo potenziale di contaminazione da prodotti fitosanitari. Tuttavia, i risultati emersi dal presente studio suggeriscono che la suddivisione in classi dei parametri distribuiti

Figura 5 - Distribuzione della concentrazione media di atrazina percolata ad un metro di profondità stimata con l'approccio dei "mega-plots".

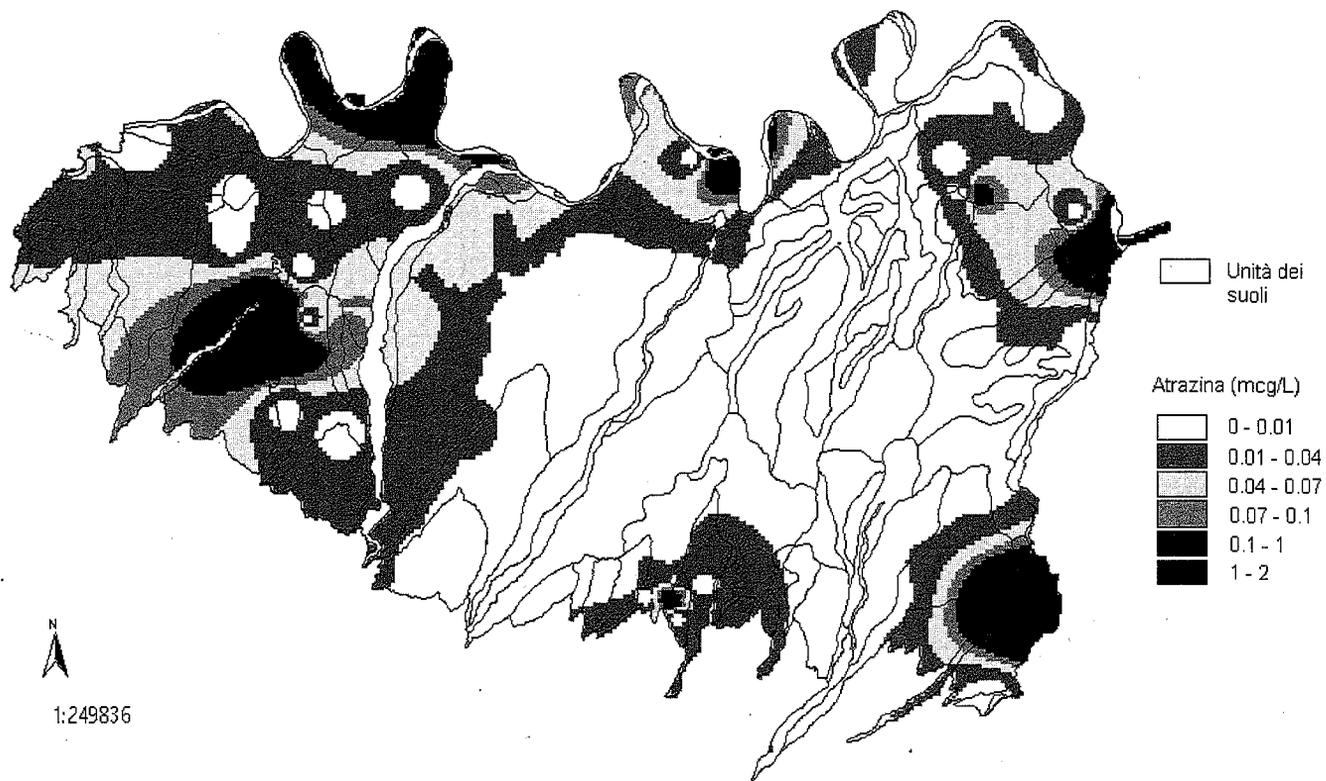


Figura 6 - Distribuzione della concentrazione media di atrazina percolata ad un metro di profondità stimata con l'approccio della "griglia".

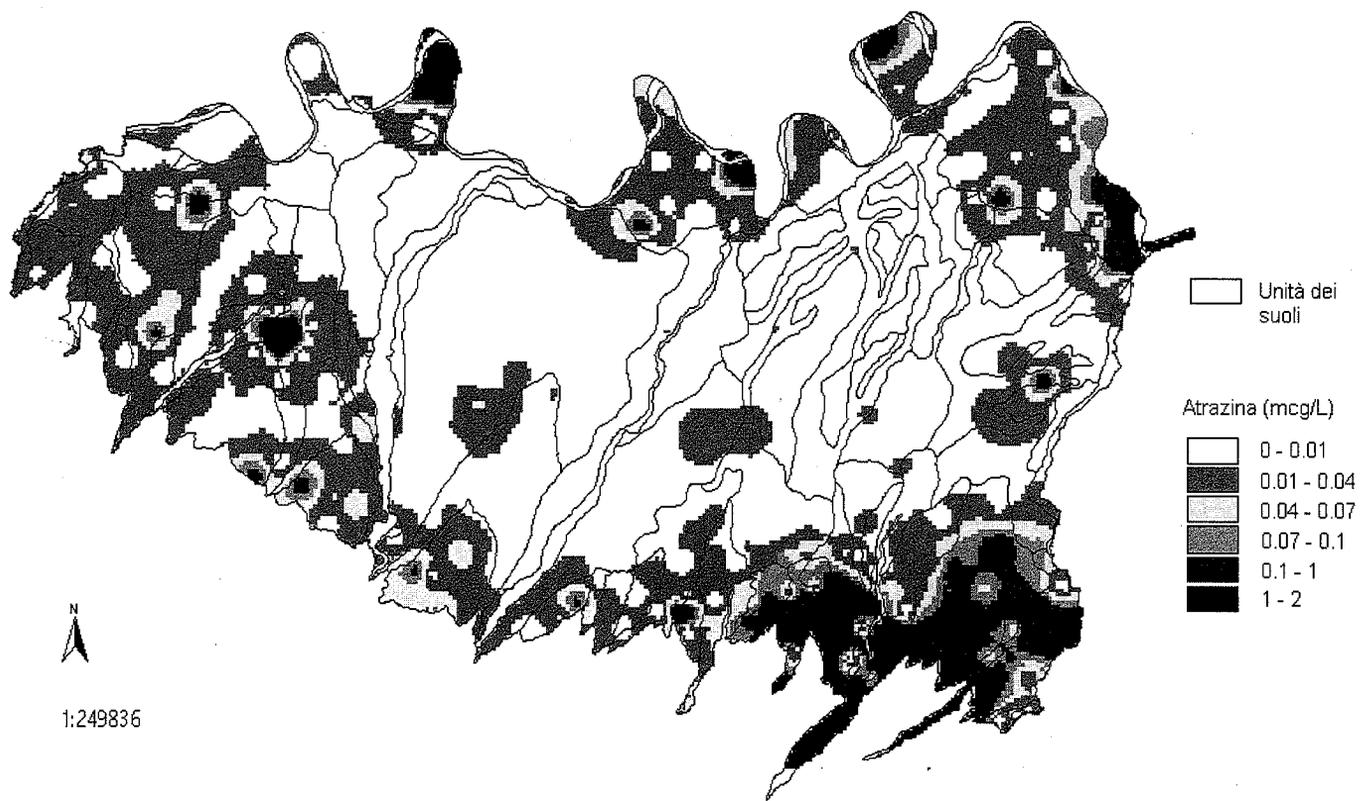


Figura 7 - Distribuzione della concentrazione media di atrazina percolata ad un metro di profondità con l'approccio del "meta-modello".



spazialmente vada eseguita con estrema cautela, utilizzando sempre come supporto tecniche di tipo statistico; successivamente, una verifica con il metodo della "griglia" può portare ad una maggior discriminazione delle classi di distribuzione di concentrazione del contaminante.

L'approccio dei "meta-modello"

L'applicazione della formula di regressione riportata nel paragrafo 2.1.2.5 a tutti i 3316 profili, si traduce in una diminuzione dei valori di concentrazione di atrazina percolata nel suolo a 1 metro di profondità (Fig. 7). La maggior parte del territorio risulta ricadere, analogamente alle mappe ottenute con i precedenti metodi, nella prima e seconda classe di pericolo e delle aree che presentavano un pericolo elevato solo una piccolissima parte rientra nello stesso intervallo di concentrazione ($> 0,1 \mu\text{g/L}$). Rimangono sparse nell'area studio, alcune zone ricadenti nella terza classe di pericolo.

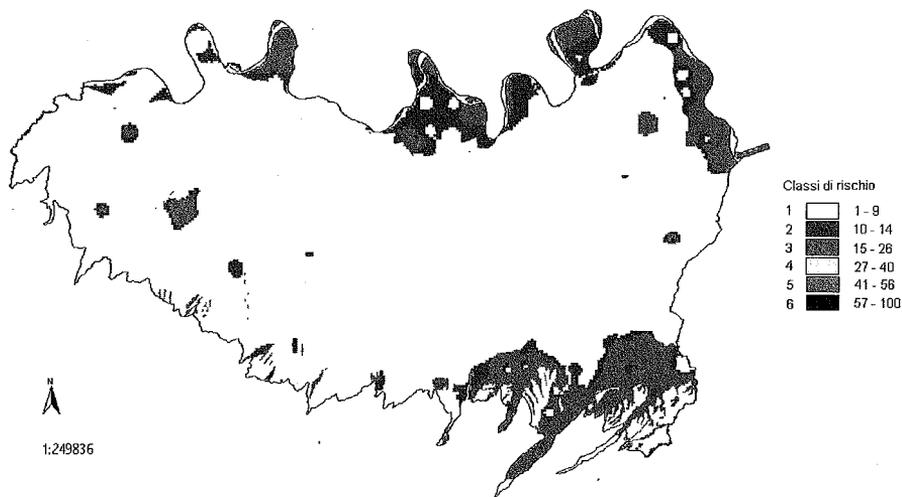
Da questi risultati si può desumere che l'approccio del "meta-modello" è un metodo utile per ottenere una visione sinottica dell'area studio. Tuttavia, tale approccio deve partire da un'ampia base di punti rappresentativi e quindi probabilmente non apporta sostanziali vantaggi rispetto al metodo precedente. Inoltre, particolare attenzione deve essere prestata all'analisi statistica dei dati.

FASE 2 e 3 IL RISCHIO DI INQUINAMENTO

La vulnerabilità intrinseca degli acquiferi nella pianura piacentina, è stata valutata mediante il metodo CNR-GNDICI (AA.VV., 1988) dal Servizio Programmazione Territoriale della Provincia di Piacenza. Questo metodo utilizza un certo numero di indici litologici, tessiturali, piezometrici e idrodinamici non rigorosamente quantizzati che identificano situazioni differenti e che, comparati tra loro, permettono di ottenere la carta della vulnerabilità degli acquiferi. La rappresentazione finale avviene in sei classi variabili da grado di vulnerabilità *bassissimo* a *elevatissimo*.

Il rischio potenziale di contaminazione della falda da atrazina nella pianura piacentina, è stata calcolata moltiplicando il numero della classe di vulnerabilità intrinseca con il valore della classe del pericolo potenziale di percolazione di atrazina ottenuta mediante simulazioni con LEACHP (metodo della "griglia"). L'operazione è stata eseguita in ambiente GIS, moltiplicando i valori delle relative mappe e suddividendo i risultati in 6 classi di distribuzione. Al fine di rendere più comprensibile la rappresentazione cartografica, i valori ottenuti sono stati successivamente normalizzati, come risulta dalla Figura 8.

Figura 8. - Mappa di rischio potenziale delle acque sotterranee della provincia di Piacenza da atrazina.



E' possibile identificare zone che presentano la stessa vulnerabilità degli acquiferi ma con rischio di inquinamento da pesticidi differente, come ad esempio nella zona a sud di Fiorenzuola. Anche nelle zone prossime al fiume Po, dove ad un pericolo potenziale di percolazione elevato è associata una vulnerabilità intrinseca elevata, il rischio di contaminazione ricade nella terza classe (rischio medio). E' da notare inoltre che le porzioni di territorio caratterizzate da una vulnerabilità bassissima, bassa o media, e che risultano avere un pericolo molto basso, basso o medio, ricadono tutte nella prima classe di rischio.

In conclusione, dall'esame dei risultati ottenuti (Fig. 8) si può affermare che la maggior parte (più del 70%) del territorio della pianura piacentina presenta un rischio molto basso di contaminazione delle falde da atrazina. Il grado di rischio più elevato, che rimane tuttavia un rischio medio, è limitato ad alcune zone prossime alla fascia fluviale del Po, e a sud-est del territorio, comprese tra Castell'Arquato e Fiorenzuola. Anche se i risultati offrono previsioni di tipo qualitativo, in quanto non verificati in campo, le mappe prodotte possono essere un valido aiuto nell'individuazione delle aree su cui indirizzare interventi di monitoraggio ambientale con lo scopo di minimizzare il rischio di inquinamento della falda.

BIBLIOGRAFIA

- AA.VV. (1988). *Proposta di una normativa per l'istituzione delle fasce di rispetto delle opere di captazione di acque sotterranee*. Francani V. e Civita M. edit., GeoGraph., Milano, 277 pp.
- ADDISCOTT T.M., WAGENET R.J. (1985). Concepts of solute leaching in soils: a review of modelling approaches. *Journal of Soil Science* 36: 411-424.
- ADRIAANSE P., ALLEN R., GOUY V., HOLLIS J., HOSANG J., JARVIS N., JARVIS T., KLEIN M., LAYTON R., LINDERS J., SCHÄFER H., SMEETS L., YON D. (1997). *Surface water models and EU registration of plant protection products*. The final report of the work of the Regulatory Modelling Work Group on surface water models of FOCUS, Forum for the Coordination of Pesticide Fate Models and their Use, doc. 6476-VI-96, pp. 227.
- BOESTEN J.J.T.I., BUSINELLI M., DELMAS A., EDWARDS V., HELWEG A., JONES R., KLEIN M., KLOSKOWSKI R., LAYTON R., MARCHER S., SCHÄFER H., SMEETS L., STYCZEN M., TRAVIS K., WALKER A., YON D. (1996). *Leaching models and EU registration*. Final Report of the work of FOCUS, Doc. 4952/DGVI/95, pp. 119.
- BOESTEN J.J.T.I., HELWEG A., BUSINELLI M., BERGSTROM L., DELMAS A., SCHÄFER H., DELMAS A., KLOSKOWSKI R., WALKER A., TRAVIS K., SMEETS L., JONES R., VANDERBROECK V., VAN DER LINDEN A., BROERSE S., KLEIN M., LAYTON R., JACOBSEN O.S., YON D. (1997). *Soil persistence models and EU registration*. Final Report of the work of FOCUS, Doc. /DGVI/97, pp. 80.
- CIVITA M. (1994). *Le carte della vulnerabilità degli acquiferi all'inquinamento: Teoria & Pratica*. Studi sulla vulnerabilità degli Acquiferi 7, Quaderni di Tecniche di Protezione Ambientale, n. 31. Pitagora Editrice, Bologna, 325 pp.
- CORWIN D.L., VAUGHAN P.J., LOAGUE K. (1997). Modeling Nonpoint Source Pollutants in the Vadose Zone with GIS. *Environmental Science & Technology*, 31 (8): 2157-2175.
- DEL RE A.A.M., TREVISAN M. (1993). La modelisation des déplacements et de l'évolution des pesticides dans la zone insaturée du sol. 23^{ème} Congrès Groupe Français des Pesticides, "Dégradation des pesticides dans l'environnement" 25-27 maggio 1993, Lyon. Pp. 111-119.
- Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana, 24 maggio 1999. Decreto Legislativo 11 maggio 1999, n. 152: Disposizioni sulla tutela delle acque dall'inquinamento e recepimento della Direttiva 91/271/CEE concernente il trattamento delle acque reflue urbane e della Direttiva 91/676/CEE relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole.
- GUSTAFSON D.I. (1989). Groundwater ubiquity score: a simple method for assessing pesticide leachability. *Environmental Toxicology and Chemistry* 8: 339-357.
- RAO P.S.C., HORNSBY A.G., JESSUP R.E. (1985). Indices for ranking the potential for pesticides contamination of groundwater. *Proceedings of Soil and Crop Science Society of Florida*, 44: 1-8.
- TIKTAK A. (1999). *Modeling Non-Point Source Pollutants in Soils. Applications to the Leaching and Accumulation of Pesticides and Cadmium*. Ph.D. Thesis University of Amsterdam. ISBN 90-9012365-2/NUGI 816. Pp: 224.
- TREVISAN M., PADOVANI L., CAPRI E. (1999). *Pericolo di contaminazione delle acque sotterranee da attività agricole*. Pubblicazione n. 1937, Gruppo Nazionale per la Difesa dalle Catastrofi Idrogeologiche, Consiglio Nazionale delle Ricerche. 36 pp.
- VANCLOOSTER M., DIELS J., MALLANTS D., FEYEN J. (1994). *Analyzing the effect of variable soil properties on predicted pesticide leaching*. Environmental Behaviour of Pesticides And Regulatory Aspects. Brussels, April 26-29, 1994. Copin A., Houins G., Pussemier L., Salembier J.F. (eds.), pp. 465-476.
- WAGENET R.J. (1993). A review of pesticide leaching models and their application to field and laboratory data. In: *Proceedings IX Symposium Pesticide Chemistry*, Del Re A.A.M., Capri E., Evans S.P., Natali P., Trevisan M. (ed.); Piacenza 11-13 ottobre. Edizioni Biagini, Lucca, pp. 33-62.

WAGNET R.J., HUTSON J.L. (1995): LEACHM Leaching Estimation and Chemistry Model. A process-based model of water and solute movements, transformations, plant uptake and chemical reactions in the unsaturated zone (Version 3.0). New York State College of Agriculture and Life Sciences, Cornell University, Ithaca, (N.Y.)

PREVISIONE DELLA CONCENTRAZIONE DEI PRODOTTI FITOSANITARI NELLE ACQUE SUPERFICIALI. IL RUOLO DEI MODELLI MATEMATICI NELLA VALUTAZIONE DELL'ESPOSIZIONE E DEL RISCHIO

Ettore Capri, Marco Trevisan* e Alberto Vicari^o

Istituto di Chimica Agraria ed Ambientale, Università Cattolica del Sacro Cuore,
Via Emilia Parmense 84 - 29100 Piacenza

* Dipartimento di Scienze, Agro-ambientali e della Produzione Vegetale,
Università degli Studi, Borgo XX Giugno 72 - 06121 Perugia

^o Dipartimento di Agronomia, Università degli Studi, Via Filippo Re, 2 - 40100 Bologna

Introduzione

La qualità dell'acqua superficiale è di recente oggetto di particolare attenzione sia perché fonte di approvvigionamento per l'uomo, sia per la sopravvivenza degli ecosistemi. Con riferimento ai prodotti fitosanitari l'utilizzo delle acque superficiali come fonte potabile deve rispettare i limiti di tolleranza previsti dalle normative vigenti, in altre parole 0,1 µg/l per il singolo principio attivo e 0,5 µg/l per il totale. Le direttive comunitarie 95/36 e 91/414, recepite in Italia con il dec.lgs 194/95, richiedono misure (*Environmental Concentration* – EC) e previsioni (*Predicted Environmental Concentration* – PEC) delle concentrazioni ambientali di prodotti fitosanitari nei comparti ambientali suolo (EC_{soil} e PEC_{soil}), acque sotterranee ($EC_{groundwater}$ e $PEC_{groundwater}$), aria (EC_{air} e PEC_{air}) e acqua superficiale ($EC_{surfacewater}$ e $PEC_{surfacewater}$): le prime effettuate seguendo metodi analitici adeguati e buona pratica di laboratorio, le seconde mediante l'uso di modelli matematici. Altra condizione è che tutte le stime e misure siano rappresentative delle condizioni prevalenti europee e devono servire alla valutazione del rischio (*Toxicological Exposure Ratio* – TER). Il TER si ottiene dal rapporto tra l'esposizione misurata o simulata e gli effetti sugli organismi non target (Capri e Trevisan, 1998). Per le acque superficiali sono richieste misure di EC e/o PEC per valutare il rischio nel breve periodo, a 24-48-96 ore (rischio conseguente a tossicità acuta), e nel lungo periodo, a 7-14-21-28 giorni dopo il trattamento (rischio conseguente a tossicità cronica).

Purtroppo, all'atto pratico, la valutazione del rischio non è semplice ed esistono innumerevoli lacune scientifiche e conoscitive nella caratte-

rizzazione dei processi che regolano il destino ambientale dei prodotti fitosanitari nei corpi idrici superficiali. Una delle difficoltà è legata alle caratteristiche dei corpi idrici che è molto varia. La scolina del campo, il canale irriguo, il torrente, il fiume, il lago oltre ad avere dimensioni diverse locano ecosistemi e forme di vita diverse. Anche i corpi idrici con proprietà idrauliche intermittenti devono essere tutelate secondo il principio che i corpi idrici superficiali rappresentano un sistema organico continuo in cui gli organismi viventi traggono origine e vivono in diverse forme e in diversi periodi dell'anno. E' evidente nella norma europea la necessità di tutelare la biodiversità.

Un'altra difficoltà è l'origine diversa della contaminazione da prodotti fitosanitari. Tralasciando la contaminazione puntiforme, l'origine della contaminazione diffusa delle acque superficiali può avvenire in modo diverso ed ognuna delle sorgenti è regolata da processi a se stanti valutabili con metodi di misura e di previsione diversi.

Una serie di complicazioni che richiede un significativo apporto di conoscenza scientifica e, al fine di una veloce applicazione delle leggi, la richiesta di approcci multidisciplinari talvolta pragmatici.

Le sorgenti di contaminazione e il destino

Deriva durante i trattamenti

Durante i trattamenti fitoiatrici alle colture erbacee ed arboree parte della miscela può raggiungere i corpi idrici superficiali. L'entità di questo fenomeno è funzione del tipo di applicazione, della macchina utilizzata, della distanza della coltura con il corpo idrico, del tipo di sistemazione della coltura e delle condizioni climatiche (vento).

La quantità di prodotto fitosanitario che raggiunge il corpo idrico può essere stimata in funzione del tipo d'uso. Negli Stati Uniti la decisione viene presa insieme alle organizzazioni agricole; in Olanda si tiene conto di una perdita di 1 % per trattamenti su colture di 25 cm di altezza, 5% su colture erbacee, 10 % su colture arboree nel caso in cui gli ugelli eroghino la miscela nella stessa direzione del vento. Di norma in Europa nel processo di registrazione dei prodotti fitosanitari si utilizzano delle tabelle che riassumono i risultati sperimentali ottenuti da esperienze condotte in Germania (Galzemeier *et al.*, 1995) su alcune colture agrarie (luppolo, vite, frumento, melo). Questo sistema di calcolo è molto utile perché tiene conto della distanza esistente tra l'area trattata e il corpo idrico.

Ricaduta atmosferica

I prodotti fitosanitari possono raggiungere l'atmosfera attraverso la deriva, la volatilizzazione in seguito a trattamenti sul suolo e sui vegetali, il particolato solido trasportato dal vento e, una volta raggiunta l'atmosfera, possono muoversi per piccole, medie e lunghe distanze.

Concentrazioni di prodotti fitosanitari nelle acque di precipitazione sono state misurate in diversi monitoraggi in Europa e America: sono state misurate concentrazioni comprese tra 0,001 e 1 $\mu\text{g/l}$, con valori massimi di 6 $\mu\text{g/l}$ (Richards *et al.*, 1987; Siebers *et al.*, 1994). In Italia esperienze condotte all'inizio degli anni novanta hanno evidenziato che in aree prossime a centri agricoli le precipitazioni piovose trasportavano residui compresi tra 0.001 e 3.3 $\mu\text{g/l}$ di alachlor, atrazine, carbaryl, 2,4-D, diazinon, dichlobenil, MCPA, parathion, phorate and trifluralin soprattutto durante le stagioni dei trattamenti (Trevisan *et al.*, 1993).

I fattori che influenzano il trasporto nell'aria sono molto diversi. In particolar modo le proprietà della sostanza (tensione di vapore e altri coefficienti di ripartizione), le condizioni ambientali (vento ed umidità), il bilancio energetico del suolo che influenza i flussi di massa convettivi, la natura delle superfici trattate (rugosità del suolo e delle superfici fogliari, caratteristiche chimiche), le tecniche di applicazione e di formulazione.

Una volta raggiunta l'atmosfera i prodotti fitosanitari possono essere degradati per via fotochimica, se assorbono luce, o per via indiretta attraverso reazioni con radicali liberi fotogenerati. Si stima un tempo di semivita molto breve (da poche ore e pochi giorni) per gran parte dei prodotti fitosanitari ad eccezione degli organoclorurati.

Sulla base delle misure sperimentali è stimabile una ricaduta su suolo, nelle zone prossime all'applicazione, pari a un millesimo della dose applicata.

Drenaggio libero laterale e attraverso dreni

In Italia il drenaggio sottosuperficiale è una pratica comune nei suoli con falda superficiale e suoli saturi stagionalmente. Nella Pianura Padana orientale la superficie così sistemata supera i 60000 ettari. Da dati bibliografici raccolti in dettaglio da Vicari & Mallegni (1996) si evidenzia che la quota di prodotto fitosanitario asportata dalle acque di drenaggio può es-

sere talvolta elevata ma questo dipende dalle proprietà della sostanza, dai volumi di drenaggio, dal tipo di suolo e dalle caratteristiche climatiche, in particolare le precipitazioni. Tra i prodotti fitosanitari studiati le perdite maggiori sono state riscontrate con l'atrazina con valori compresi tra 1 e 6,6 % della dose distribuita, per il metribuzin (1,7%) e il dicamba (5%). Picchi di concentrazione nel tempo sono evidenti anche per altri prodotti fitosanitari come il metolachlor, l'isoproturon e il terbacil.

L'effetto delle caratteristiche del suolo sull'entità delle perdite per drenaggio sono state misurate in un recente esperimento di campo da Vicari *et al.* (2000) con diversi erbicidi (prosulfuron, triasulfuron, atrazina e suoi metaboliti principali, metolachlor). Sebbene le perdite per drenaggio siano ben correlate alle proprietà delle sostanze e agli eventi piovosi e di drenaggio, le più alte perdite (0.017 a 8.16 %) si sono verificate nel suolo argilloso rispetto al suolo franco sabbioso (0,09 a 1,93%) a causa di percorsi preferenziali frequenti nei terreni argillosi e ben strutturati. La contemporanea presenza di dreni e di percorsi preferenziali è infatti un fattore critico di rischio di contaminazione delle acque superficiali.

Scorrimento superficiale

La perdita di prodotti fitosanitari a causa del ruscellamento e dell'erosione può rappresentare un problema di grande rilevanza ambientale soprattutto in suoli coltivati in pendenza ed in mancanza di corrette sistemazioni idrauliche. Lo scorrimento superficiale può avvenire anche in terreni pianeggianti quando sommersi a causa d'irrigazioni e di precipitazioni intense.

Il fenomeno è stato studiato in particolare modo nell'ultimo ventennio dai ricercatori americani. I principi attivi studiati in prove di lungo periodo in campo presentano perdite medie comprese tra lo 0,3 al 3% circa della dose applicata (Campanini *et al.*, 1992).

In Italia negli ultimi anni sono state condotte alcune rilevanti esperienze in provincia di Bologna. La ricerca ha avuto lo scopo di valutare l'effetto della copertura vegetale (*cover crop*) di orzo sulla quantità di acqua ruscellata e terreno eroso in terreni in pendio coltivati a mais e sulle relative perdite di atrazina, terbuthylazina e metolachlor. I risultati ottenuti hanno evidenziato che la copertura vegetale riduce drasticamente le perdite di terreno e il ruscellamento e, di conseguenza, le perdite di erbicidi e nitrati. Tuttavia, va sottolineato che le perdite di erbicidi sono risultate contenute anche nella coltura di mais senza copertura vegetale, in quanto non hanno mai

superato lo 0,45% della dose applicata. Il tipo di lavorazione del terreno (minima lavorazione e convenzionale) e del tipo di coltura (mais e frumento) sui fenomeni di ruscellamento hanno evidenziato che la minima lavorazione consente di contenere le perdite di acqua e di sedimento rispetto alla lavorazione convenzionale. Il contenimento è risultato più elevato con il frumento che con il mais (60% e 24% di riduzione, rispettivamente, rispetto alla lavorazione convenzionale per le perdite di acqua ruscellata, 98% e 39% di riduzione per il terreno eroso): le perdite di solfoniluree con le acque di ruscellamento sono risultate trascurabili (< 0.06% della dose distribuita), mentre più elevate, seppure contenute, sono risultate quelle di metolachlor, atrazina e dei suoi metaboliti (fino allo 0,25% della dose distribuita).

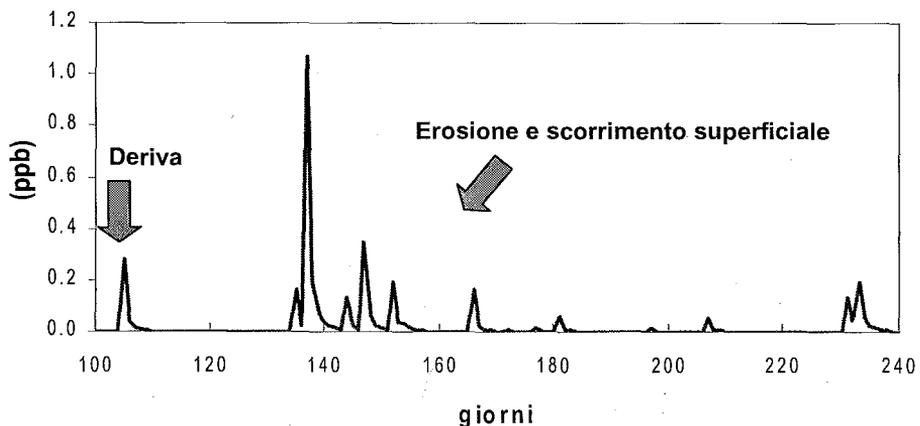
Sfortunatamente, a causa del ridotto numero di esperienze condotte a livello di campo in Europa, ad oggi non è possibile evincere una relazione quantitativa tra clima- suolo (più uso del suolo)- prodotto fitosanitario.

Destino nel corpo idrico

Pochi studi di campo sono stati condotti a questo scopo (Linders *et al.*, 1996) e non in Italia.

La caratterizzazione è molto complessa e sito specifica. Il comportamento del prodotto fitosanitario, e quindi la sua dissipazione, è funzione inizialmente della sorgente di contaminazione e successivamente della degradazione, dei processi di ripartizione e dei processi di trasporto (Figura 1).

Figura 1 - Concentrazioni teoriche di prodotto fitosanitario nelle acque superficiali in seguito ad un'applicazione in campo.



(a) Degradazione. Nell'acqua superficiale la degradazione può essere causata dall'idrolisi e dalla fotolisi, ma anche dalla degradazione biotica. L'importanza relativa di uno o dell'altro processo è funzione delle proprietà del sistema: ad esempio il pH e la temperatura influenzano l'idrolisi, la profondità e la torbidità del corpo idrico l'entità della fotolisi, la degradazione è associata soprattutto alla presenza dei sedimenti e della sostanza organica dissolta che a loro volta condizionano la quota disponibile di prodotto fitosanitario.

(b) Partizione. Questi processi comprendono la volatilizzazione, l'assorbimento-adsorbimento e il desorbimento dalle macrofite, dai sedimenti, l'assorbimento da parte degli organismi bentonici. L'importanza di questi processi dipendono dalle caratteristiche chimico-fisiche e biologiche del sistema, talvolta molto complessi. Di norma si considerano i processi reversibili e proporzionali al contenuto della sostanza organica nei sedimenti e nei biofilm delle macrofite. In realtà in un sistema dinamico come quello acquatico queste interpretazioni possono essere riduttive soprattutto per valutare l'entità dell'esposizione degli organismi bentonici nel tempo, delle forme giovanili di molti organismi che vivono a contatto dei sedimenti, delle loro strategie di alimentazione.

(c) Trasporto. Riguarda il trasporto mediato dal flusso dell'acqua delle forme dissolte e adsorbite sui sedimenti. I sedimenti in condizioni di forti flussi o erosione per alte pendenze o precipitazioni intense possono stratificarsi e diluirsi.

La previsione delle contaminazioni e della dissipazione

La contaminazione e il successivo destino dei prodotti fitosanitari nei corpi idrici può essere simulato mediante l'uso di diversi modelli.

La ricaduta atmosferica può essere stimata mediante un modello partitivo basato sulla fugacità (Trevisan *et al.*, 1993; Del Re *et al.*, 1989; Wania *et al.*, 1993). Si tratta di modelli grossolani che danno un'indicazione relativa dell'importanza e della potenziale ricaduta delle sostanze in un particolare ambiente e tempo. Sono inaffidabili per valutazioni quantitative.

La deriva, come già accennato, può essere stimata dalle tabelle di Galzemeier *et al.* (1995), o mediante il modello MOPED (Klein, 1994). Nessuna di queste fonti permette di stimare le perdite in condizioni d'uso su colture arboree mediterranee (agrumi, olivo, ecc) e per trattamenti manuali sulle colture orticole.

Lo scorrimento superficiale può essere calcolato mediante il modello PELMO, il PRZM o il GLEAMS, il drenaggio laterale mediante il modello PESTLA e il MACRO (Capri *et al.*, 1999). Tutti questi modelli sono stati applicati numerose volte in Europa soprattutto per la simulazione della percolazione. Il loro livello di "affidabilità" per la simulazione dello scorrimento superficiale e del drenaggio è complessivamente basso e richiede un notevole sforzo di calibrazione (parametrizzazione).

Il destino nel corpo idrico può essere simulato mediante i modelli TOXSWA, SLOOTBOX, TOPFIT, WASP, EXAMS, SOILFUG (Linders *et al.*, 1997). Ad eccezione del TOXSWA e dell'EXAMS rispettivamente sviluppati in Olanda e in USA a scopi registrativi gli altri modelli sono poco conosciuti e sviluppati. In generale il loro livello di validazione è molto basso.

Tutti questi modelli sono applicabili alle condizioni di campo e richiedono una certa esperienza dell'operatore soprattutto nello sviluppo dello scenario di simulazione e nell'interpretazione dei risultati. Per simulazioni su scala di bacino e regionale è possibile collegare la loro funzionalità a quelle specifiche dei programmi informativi territoriali (GIS) mediante diverse tecniche (Capri *et al.*, 1999).

Approccio europeo e sviluppo di scenari

Ad oggi la direttiva europea 91/414 valutava l'esposizione delle acque superficiali utilizzando come scenario un corpo idrico statico di 30 cm di profondità adiacente al campo trattato che viene raggiunto dalla deriva di un trattamento (ottenuta dalle tabelle di Ganzelmeier *et al.*, 1995). Ci si è resi conto che per una migliore valutazione del rischio questo scenario doveva essere ridefinito con un maggiore dettaglio. Da due anni un sistema a fasi è stato sviluppato dal gruppo di lavoro del FOCUS su richiesta della Commissione Europea (Forum for Co-ordination of pesticide fate models and their USE): ogni fase prelude la precedente e solo in caso di risposta positiva (nessun rischio) la valutazione si interrompe (Figura 2). La prima fase si basa su un'unica applicazione simulata nelle condizioni più estreme (alto pericolo potenziale), la fase due si basa su applicazioni ripetute sempre con alto pericolo potenziale di contaminazione (tenendo conto della dissipazione tra un'applicazione e l'altra). Entrambe queste fasi vogliono minimizzare gli studi per i prodotti a basso o nullo impatto per i corpi idrici. La fase tre consiste nella definizione di un certo numero di scenari rappresentativi (Figura 3), all'interno di un certo intervallo di variazione, di climi, colture, suoli, tipi e modalità di contaminazione di corpi idrici superficiali.

Figura 2 - Procedure per la valutazione del rischio di contaminazione delle acque superficiali da prodotti fitosanitari.

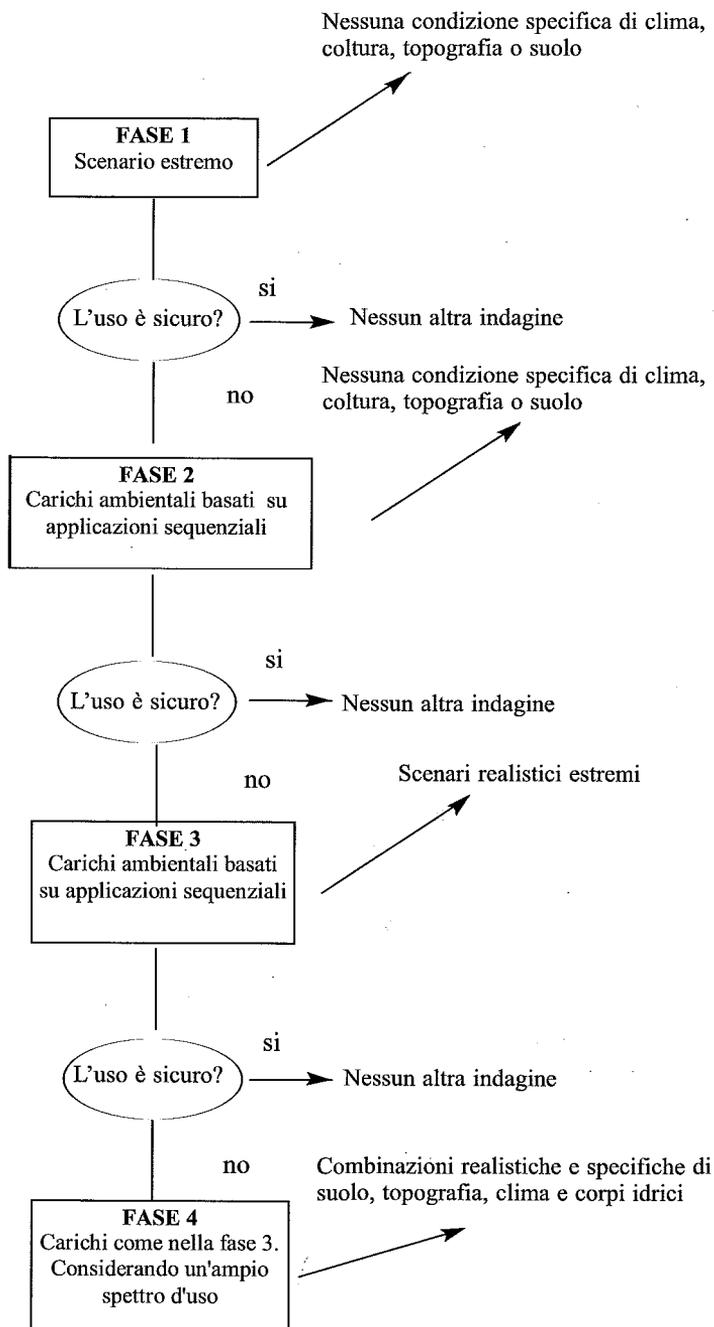


Figura 3 - Scenari europei selezionati dal FOCUS per la stima delle concentrazioni prevedibili di prodotti fitosanitari nelle acque superficiali (PEC sw).

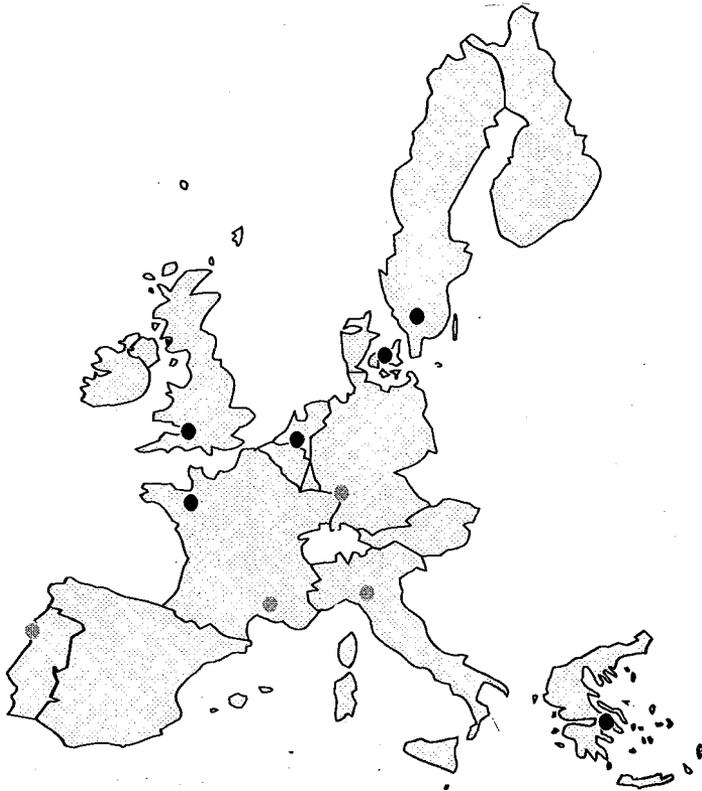
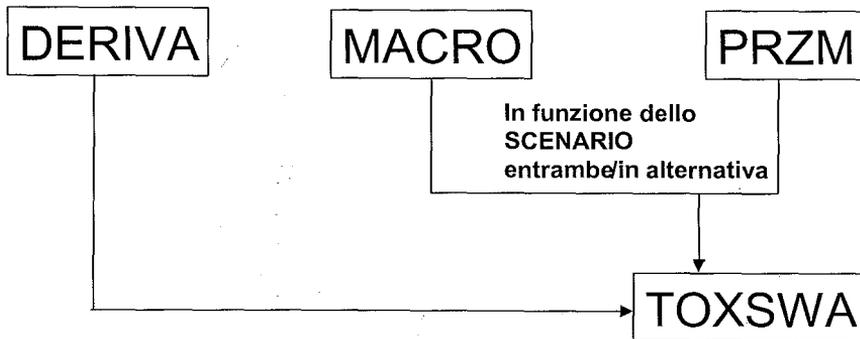


Figura 4 - Interconnessione tra i modelli per la simulazione dei PECsw.



Nella fase 3 valori appropriati di deriva vengono calcolati mediante le tabelle di Ganzelmeier *et al.* (1995) mentre il drenaggio e lo scorrimento superficiale mediante il MACRO e il PRZM. Il destino nell'acqua e le concentrazioni di esposizione mediante il TOXSWA (Figura 4).

La fase 4 richiede studi di valutazione del rischio sito specifiche che possono essere definiti sulla base dei risultati ottenuti nella fase 3. In questa fase sono richieste delle informazioni sito-specifiche e possono essere applicate strategie di mitigazione del rischio. Questa fase può essere condotta anche in seguito a specifiche richieste dei Paesi Membri (es. aree vulnerabili, buffer zone, ecc).

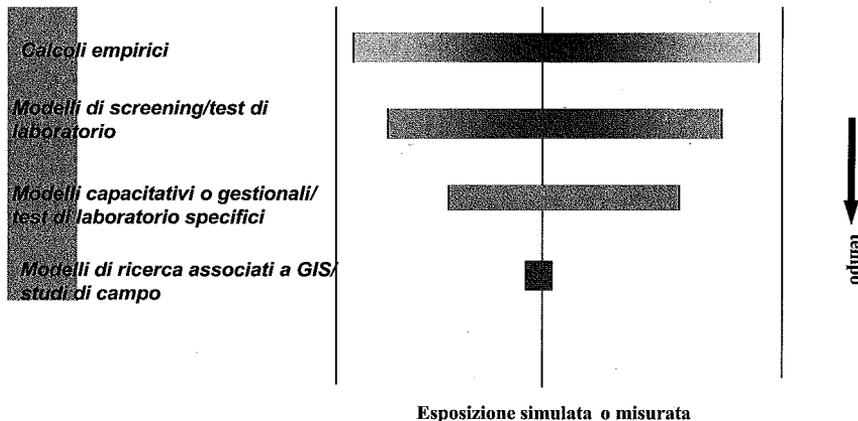
Valutazione del rischio e considerazioni conclusive

I modelli matematici di previsione non sostituiscono le indagini di laboratorio e di campo ma rappresentano un complemento essenziale alla valutazione del rischio ed agli studi d'impatto ambientale. Una corretta procedura per fasi ottimizza gli studi di laboratorio e di campo perché li rende necessari solo quando i modelli evidenziano condizioni d'incertezza o di potenziale impatto ambientale.

Una valutazione di rischio realistica richiede sia l'applicazione di tecniche che permettano di prevedere dati di esposizione, sia la loro misura per un corretto calcolo dei TER. Seguendo lo schema riportato nella figura 5 modificato dall'approccio sviluppato da Mackay (1996), le prime valutazioni possono essere basate su situazioni peggiori ottenute e da calcoli semplici; via via l'applicazione di modelli più complessi, se necessari, permette di rappresentare situazioni più realistiche, valutare impatti ambientali potenziali più specifici (esempio scorrimento superficiale o drenaggio laterale) e proporre strategie di mitigazione. Man mano che l'analisi di rischio procede si rende necessario l'uso di tecniche più sofisticate quali i GIS e le tecniche probabilistiche, e talvolta ricerche supplementari di laboratorio e di campo.

In questo ambito la chimica agraria e la scienza del suolo sono chiamate a ricoprire diversi ruoli, dagli studi dei processi partitivi (interazione con le fasi solide colloidali e con la biomassa, influenza del sistema, ruolo nei corpi idrici, ecc.), ai processi biotici ed abiotici (degradazione e volatilizzazione), allo sviluppo di relazioni quantitative tra i diversi processi che regolano l'ecosistema idrico superficiale.

Figura 5 - Approccio temporale per la valutazione del rischio da xenobiotici nei corpi idrici superficiali. I risultati delle simulazioni sono confrontati con i dati di esposizione misurabile e/o realisticamente possibile.



Bibliografia

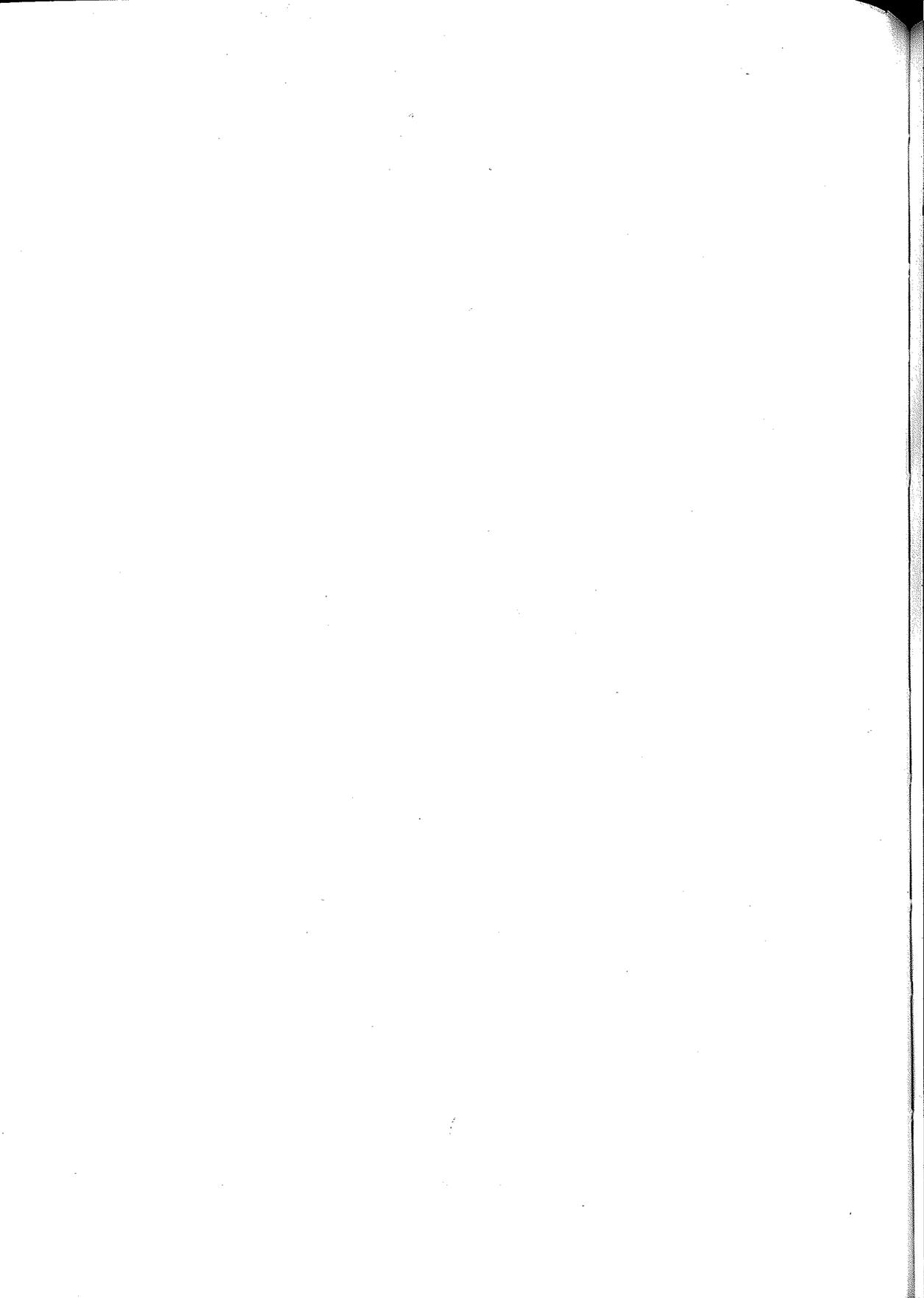
- CAMPANINI L., ROSSI PISA P., CATIZONE P. (1992). La presenza di erbicidi nelle acque di ruscellamento superficiale e nel terreno eroso da zone declive. In (a cura di P. Catizone): *Controllo delle Piante infestanti*. Bologna, 21-22 gennaio, 189-218.
- CAPRI E., M. TREVISAN (1998). Prediction of environmental concentration (PECs) by mathematical model application in Europe. *Pesticide Outlook*, 3: 26-30.
- CAPRI E., PADOVANI L., M. TREVISAN (1999). La previsione della contaminazione delle acque sotterranee da prodotti fitosanitari. *Quaderni di Tecniche Ambientale* n. 69, Pitagora editrice, Bologna, 232 pp.
- DEL RE A.A.M., COVA D., RAGOZZA L., RONDELLI E., ROSSINI L., TREVISAN M. (1989). Pesticide residues in the Poriver watershed: application of a mathematical model. *Agriculture, Ecosystem and Environment*, 27: 531-537.
- GANZELMEIER H., RAUTMANN D., SPANGENBERG R., STRELOKE M., HERRMANN M., WENLBURGER H.J. (1995). *Studies on the spray drift of plant protection products*. Blackwell Wissenschafts-Verlag GmbH Berlin, 111.
- LINDERS J. (1999). In (Del Re et al., eds): *Human and environmental exposure to xenobiotics*. La Goliardica Pavese, Pavia, Allegato, 6 pp.
- LINDERS J. (1997). *Surface water models and EU registration of plant protection products*. FOCUS, 6476/VI/96, 210 pp.
- MACKAY N. (1996). A fugacity-based modelling approach to rapid agrochemical risk assessment. In (Del Re et al., eds): *The environmental fate of xenobiotics*, La Goliardica Pavese, Pavia, 392-416.
- MAZZI F. CAPRI È., TREVISAN M., GLASS R., S.A. WILD (1999). Potential operator, bystander and environmental exposure in sloped vineyards. In (Del Re et al., eds): *Human and environmental exposure to xenobiotics*. La Goliardica Pavese, Pavia, 731-736.
- RICE C.P. (1996). *Pesticide Outlook*, (2): 31-36.
- RICHARDS R.P., WRAMER J.W., BAKER D.B., KRIEGER K.A. (1987). *Nature* 327: 129-131.

- SIEBERS J., GOTTSHILD D., NOLTING H.-G. (1994). *Chemosphere* 28: 1559-1570.
- TREVISAN M., CAPRI E. (1999). Pesticide contamination of crop by drift and atmospheric deposition. In: *Pesticides in food in mediterranean countries*, International Symposium, Cagliari 29-10/99, Poster A42.
- TREVISAN M., MONTEPIANI C., RAGOZZA L., BARTOLETTI C., IOANNILLI E., DEL RE A.A.M (1993). Pesticides in rainfall and air in Italy. *Environmental Pollution* 80: 31-39.
- VICARI A., ROSSI PISA P., P. CATIZONE (2000). Losses of atrazine, metolachlor, prosulfuron and triasulfuron in sub-surface drain water. *11th EWRS Symposium*, Basel, Switzerland, 28 June-1 July.
- VICARI A., MALLEGNI R. (1996). Le perdite di erbicidi nelle acque di drenaggio da terreni agricoli. *Irrigazione e drenaggio*, 3: 45-54.
- WANIA F., MACKAY D., PETERSON S., DI GUARDO A., MACKAY N. (1993). Compartmental models in environmental science. In (Del Re et al., eds): *Mobility and degradation of xenobiotics*. Edizioni Biagini, Lucca, 221-242.

CONVEGNO

**Strumenti informatici e statistici per la
valutazione delle risorse agroambientali**

Sessione Poster



LA TRASFORMATA WAVELET NELL'INTERPRETAZIONE AGRO-CLIMATOLOGICA

Giuliano Vitali

Dipartimento di Agronomia - Università degli Studi di Bologna
Via Filippo Re, 6 - 40126 Bologna

Riassunto

La tecnica della trasformata *wavelet* rappresenta un'estensione dell'analisi di Fourier che permette di elaborare serie di dati contenenti periodicità non stazionarie. In questo lavoro se ne fa uso nell'interpretazione di serie pluriennali di dati di temperatura media, piovosità annuali e produzioni agrarie italiane. Il metodo, operativamente basato su rappresentazioni grafiche che permettono un'analisi semi-quantitativa, permette di visualizzare informazioni su cui costruire ipotesi sulla variabilità climatica a scala nazionale e verificare riscontri, come quello sulle periodicità delle temperature medie italiane, già attribuite ai cicli delle macchie solari.

Introduzione

Il sistema agro-ambientale è caratterizzato da variabili il cui andamento è di complessità tale da impedire al ricercatore di entrare tangibilmente nei meriti delle cause e delle dinamiche che ne stanno alla base portando a considerare il primo come una scatola nera anche quando si disponga di considerevoli indizi sul suo contenuto. È questo il caso del segnale meteorologico (la parola 'segnale' è utilizzata secondo la comune accezione della Teoria dei Sistemi) oggi tanto utilizzato dai *weather generators* per generare serie meteorologiche necessarie alle simulazioni di sistemi colturali su lungo periodo. Se a questo si aggiunge l'importanza di ordine strategico che per l'economia hanno da sempre le oscillazioni produttive, anche in regime di sovrapproduzione, ecco che si realizza quanto l'interpretazione dei dati agro-climatici rimane una sfida fondamentale nella moderna agro-meteorologia.

Nell'analisi dei segnali geofisici e naturali in genere è pratica comune ricercare nel rumore la presenza di ricorrenze ovvero periodicità da

tempo messe in risalto con l'analisi di Fourier. Questa tecnica è da molti anni soggetta a varianti non raramente motivate proprio dal desiderio di riuscire ad interpretare fenomeni a periodicità variabile, sia in termini di ampiezza che di fase.

Da qualche anno è stato così formalizzato un più complesso strumento che prende il nome di trasformata *wavelet* [1,7,8], oggi sempre più comunemente utilizzata, per comprendere la quale è necessario introdurre il concetto di trasformata integrale.

Le trasformate integrali rappresentano una delle classi di strumenti matematici più utilizzati, sia nell'ambito della stessa matematica applicata, che si occupa darne una prima lettura ed applicazione operativa nell'analisi di segnali complessi, sia in ogni settore della ricerca scientifica. Il concetto di trasformata integrale generalizza infatti tutta una serie di strumenti analitici ed la sua definizione può divenire del tutto intuitiva quando la si derivi da quella di un suo parente stretto, la funzione di correlazione:

$$c(y) = \int g(x+y) f(x) dx \quad (1)$$

dove y è il ritardo di un segnale rispetto all'altro cioè il parametro di correlazione. La localizzazione di un massimo nell'andamento di $c(y)$ ci dice quale è il ritardo (di fase) di un segnale rispetto all'altro (f e g - supponendo ovviamente che la forma dei due segnali sia molto simile). Generalizzando l'espressione (1) è possibile subito ottenere la definizione di *trasformata integrale*, ovvero l'integrale del prodotto di una funzione f , che descrive il segnale originale, per la distribuzione denominata nucleo (kernel) della trasformazione $K(x,y)$:

$$f'(y) = \int K(x,y) f(x) dx \quad (2)$$

Il nucleo è una famiglia di distribuzioni a un parametro (y) nella variabile x , per cui la trasformata non è altro che una misura della correlazione istantanea tra $f(x)$ e $K(x)$ al variare del parametro y . Nell'analisi del segnale la variabile indipendente è il tempo ed in particolare la trasformata è detta di Fourier quando il nucleo è rappresentato dall'armonica semplice:

$$K(t, \omega) = e^{i\omega t} \quad (3)$$

dove ω è la frequenza. Dalle definizioni date si possono facilmente ottenere le versioni discrete ampiamente utilizzate nell'analisi dei dati, cioè la correlazione C tra due serie di dati X e Y ,

$$C = \sum X_j Y_j \quad (4)$$

e la **media pesata**, omologo discreto della trasformata integrale:

$$V_p = \sum_i p_i V_i \quad (5)$$

Nell'ultima espressione p è il vettore dei pesi e rappresenta una distribuzione che genera un sol valore: ponendo però tale distribuzione come dipendente da un parametro, ecco che per ogni valore del parametro stesso ottengo un risultato diverso, l'insieme dei quali costituisce appunto la trasformata discreta.

Ne costituisce un valido esempio la Trasformata Discreta di Fourier (DFT), che si ottiene utilizzando come pesi una serie di termini (ortonormali) a diversa periodicità:

$$V_j' = \sum_i e^{i\omega_j t_i} V_i / N \quad (6)$$

La sommatoria è estesa ad un numero di frequenze ω_j multiplo di quella di campionamento ed in numero pari a quello delle osservazioni, N .

La trasformata di Fourier ben si presta all'analisi di segnali stazionari (generati da sistemi lineari), mentre è assolutamente inadatta allo studio di segnali in cui sono osservabili periodicità localizzate, presenza di battimenti, ampiezza e fase variabile [6].

Ecco l'esigenza, sorta da alcuni decenni, di proporre delle varianti.

Gabor [4] è citato come primo autore ad aver fatto uso della *Windowed Fourier Transform* - WFT [7], una *trasformata locale* di Fourier ottenuta aggiungendo al nucleo tradizionale una funzione di *windowing* w , che ne annulla il valore al di fuori di un intervallo detto *window*:

$$K(t, \omega, to, \ell) = w(t, to, \ell) e^{i\omega t} \quad (7)$$

dove to ed ℓ sono il centro e la larghezza della *window*. La più semplice funzione di *windowing* è la *box*, che vale 1 all'interno dell'intervallo, ed è nulla altrove. Essa permette anche di mantenere l'ortogonalità della trasformazione all'interno dello stesso intervallo, ovvero l'invertibilità della trasformata, problema di non ovvia soluzione in tutti gli altri casi e tuttora di interesse matematico [7].

Sensibile a questo aspetto fu anche Vercelli [9] che negli anni '40 era un celebre sostenitore ed utilizzatore della *cimanalisi*, tecnica basata sulla DFT applicata su classi di frequenze, i cui pesi venivano ottenuti risolvendo un sistema lineare che imponeva l'annullarsi delle componenti non desiderate. Quella di Vercelli non era altro che una WFT in cui il nucleo era scelto appunto secondo criteri di ortogonalità (la somma di tutte le compo-

nenti utilizzate doveva ritornare il valore originale) e le liste dei coefficienti utilizzate assomigliano infatti a due famiglie di funzioni w assai conosciute, quella ottenuta per derivate successive della funzione normale e per smorzamento iperbolico della armonica semplice ($\sin(x)/x$).

Dal punto di vista applicativo è necessario puntare l'attenzione sulla parametrizzazione delle distribuzioni di *windowing* che portano la trasformata ad avere nuovi gradi di libertà: nel caso della Box o della Gaussiana i nuovi parametri richiesti sono t_0 , che determina la localizzazione ed $\ell (= 2 \sigma)$ pari all'ampiezza dell'intervallo. Quest'incremento di gradi di libertà porta ad ottenere, non una semplice funzione di un parametro, di immediata visualizzazione, ma una matrice di valori di almeno 3 dimensioni che richiede l'uso di strumenti di visualizzazione legati ad una percektività del risultato meno immediata.

Nel caso dell'analisi di set di dati reali, ai quali si richiede come per l'analisi di Fourier classica un'intervallo di campionamento costante (dt), la distribuzione w impegna un numero di dati pari a L ($\ell = (L-1) dt$). Questo significa anche che la trasformata non può essere calcolata in corrispondenza di tutti i dati disponibili ed in particolare non potrà esserlo sugli estremi: queste *zone d'ombra* saranno tanto più larghe quanto maggiore è la larghezza della *window* e quindi delle frequenze esplorate, che quindi non dovrà superare l'intervallo complessivo N .

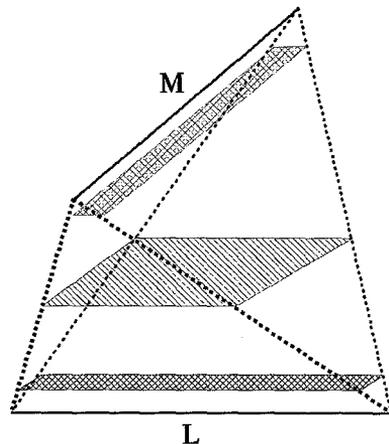
Il numero dei punti M su cui sarà calcolabile la trasformata *wavelet* discreta (DWT) sarà perciò:

$$M = N - L + 1 \quad (8)$$

La relazione tra ampiezza della *window* (nonché numero delle frequenze osservabili) e numero di punti su cui calcolare la DWT è rappresentato in Figura 1.

Figura 1 - Rappresentazione prospettica del rapporto che lega l'ampiezza della *window* (frequenze esplorabili) al numero di punti su cui è localizzata la trasformata *wavelet* (a lato).

I rettangoli in prospettiva indicano sezioni della trasformata *wavelet* corrispondenti a matrici di dimensioni variabili contenenti i valori dell'ampiezza di un certa frequenza associata al punto su cui è centrata la *window*.



Dati agroclimatici e di produzione agricola

Mentre l'andamento delle temperature medie e delle piovosità annue italiane è ottenibile per lunghi periodi [5], meno attendibili e storicamente ricostruibili sono i dati di produzione [3]: nel solo ultimo secolo bruschi cambi di trend, imputabili alla ripresa del dopoguerra e al cambio delle tecniche di correzione dati presso gli enti devoluti alla raccolta e ai censimenti, permettono di utilizzare solo ristretti periodi. In Tabella 1 sono indicate le colture su cui è stata condotta l'analisi, con associato il periodo su cui è stato individuato un trend significativamente lineare, probabilmente da imputare alle attività di miglioramento genetico e della tecnica agronomica (da isolare dai dati prima della trasformazione).

Tabella 1 – Trend delle serie storiche utilizzate in questa analisi a partire dall'anno indicato; *a* = anno-1900. Per le rese il valore è in t/ha.

Temperature		Trend	dal	Precipitazioni	Trend	dal	
		15.4	1900				
<i>Coltura</i>		<i>Coltura</i>					
<i>Granella</i>	Frumento	-6.71 + 0.431 a	1946	<i>Arborea</i>	Vite	-10.8+1.21 a	1950
	Riso	36.4 + 0.224 a	1946		Olivo	-3.56+0.312 a	1950
	Mais	-62.2 + 1.59 a	1946		Arancio	57.2+1.49 a	1950
<i>Orticola</i>	Patata	-116 + 3.65 a	1946	Pesco	52.7+1.30 a	1963	
	Pomodoro	-276 + 8.12 a	1946	Melo	89.8+2.28 a	1963	
<i>Industriale</i>	Barbabietola	7.66 + 5.36 a	1946	Pero	179+0.477 a	1963	

In figura 2 è riportato il grafico dei valori annuali di temperatura media e di piovosità annua italiana mentre in figura 3 la resa delle colture analizzate con evidenziate le regioni a trend lineare.

Figura 2 – Temperatura e piogge medie annuali italiane dal 1900 al 1996 (a lato).

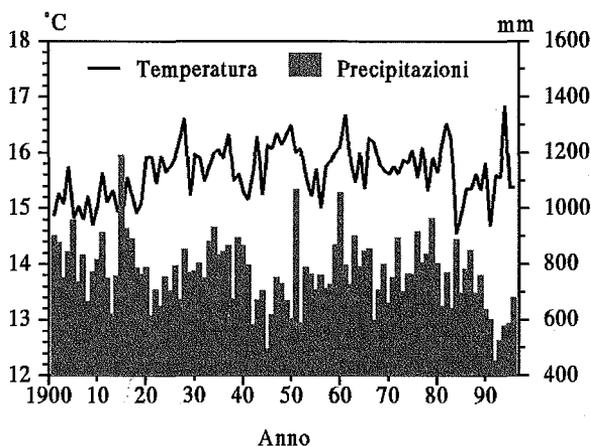


Figura 3 – Rese in t/ha di alcune delle maggiori colture praticate in Italia nel XX° secolo (fonte ISTAT).

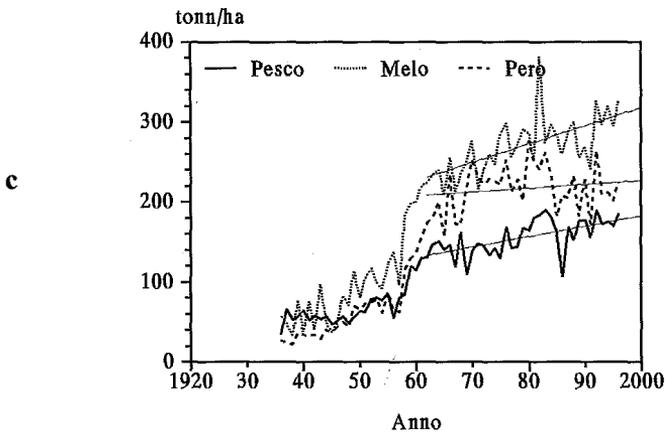
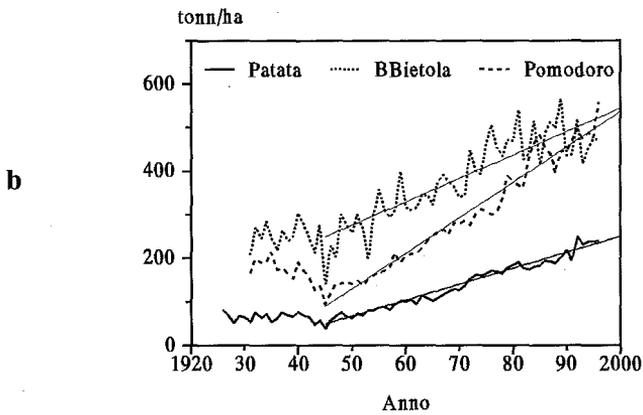
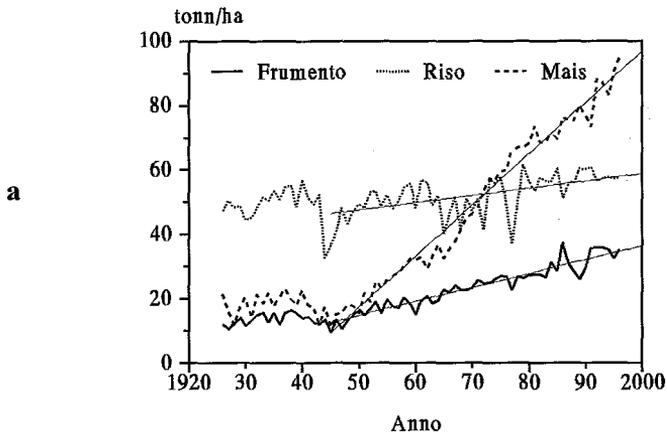
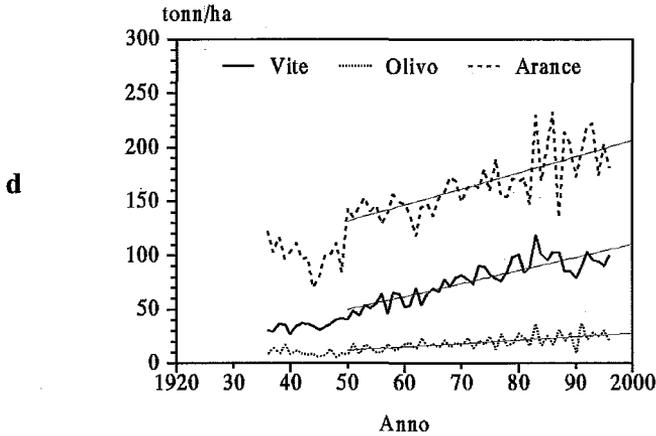


Figura 3 (segue)



Analisi dei dati

L'elaborazione è stata condotta secondo lo schema aderente alla teoria sintetizzata nell'introduzione, ed in particolare è stato calcolato il periodogramma risultante dallo schema della trasformata wavelet corrispondente alla trasformata *windowed* di Fourier discreta (WDFT):

$$V'_{j,k,L} = \left| \sum_{i=1,N} w(t, t_k, \ell, L) e^{i\omega_j t_i} \cdot V_i \right|$$

$$= \left[\left(\sum_{i=1,N} w(t, t_k, \ell, L) \cos(\omega_j t_i) \cdot V_i \right)^2 + \left(\sum_{i=1,N} w(t, t_k, \ell, L) \sin(\omega_j t_i) \cdot V_i \right)^2 \right]^{1/2}$$

$$\omega_j = 2\pi/dt \cdot j; \quad j=1,N \quad (9)$$

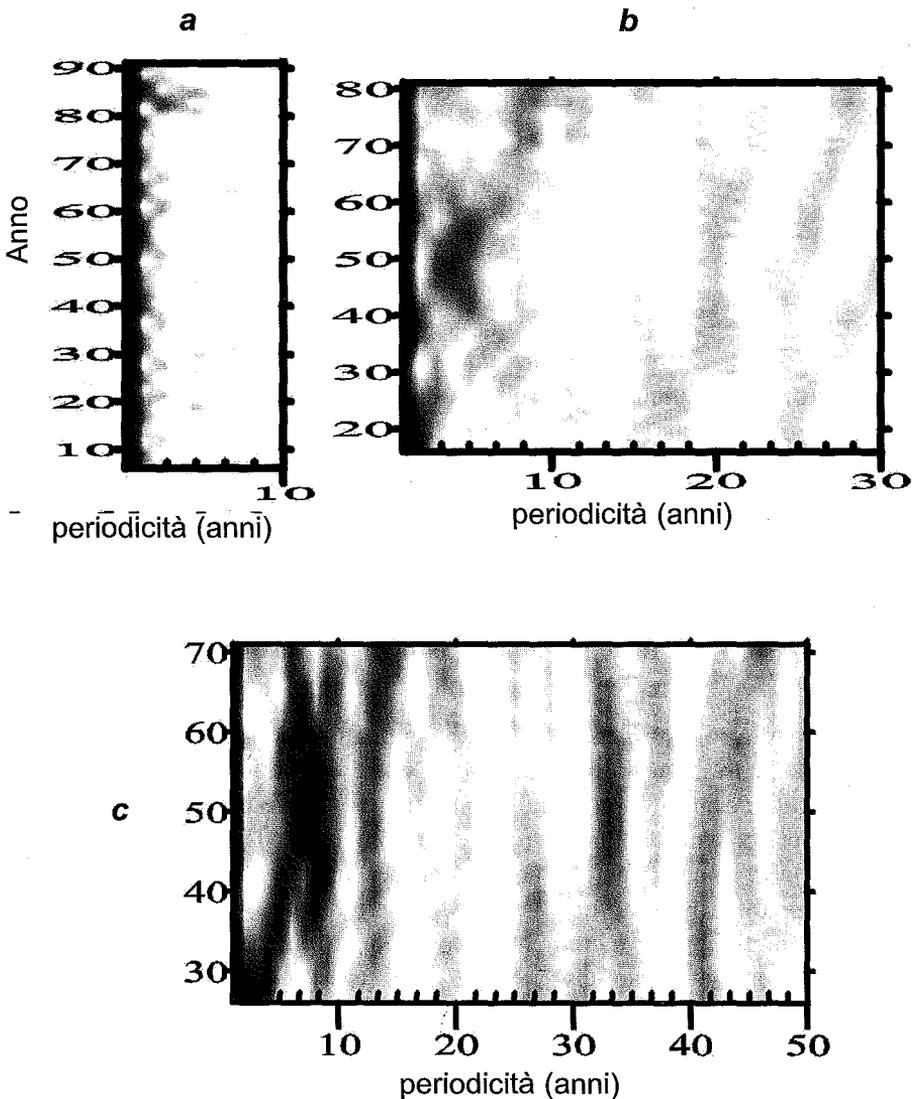
dove j, k, L sono rispettivamente gli indici di frequenza, localizzazione ed ampiezza di *window*. Come funzione w è stata utilizzata la Gaussiana con $\sigma = \ell/2$.

Per questo genere di applicazioni l'uso della tecnica FFT è reso superfluo dalla ridotta mole di dati da elaborare ed inopportuno per il vincolo che essa pone sul numero dei dati da trattare. Mentre il calcolo è eseguibile facilmente con un qualunque foglio elettronico, per la visualizzazione dei risultati è utile ricorrere a software grafico per la presentazione di proiezioni 3-dimensionali. Come già detto, infatti, l'analisi opera una trasduzione dell'informazione che, pur incrementandone la leggibilità, produce un'oggetto, la trasformata, contenente un genere di informazione non ancora parametrizzata e perciò discutibile solo attraverso un'analisi semi-quantitativa.

A ciò va aggiunto che le frequenze e la localizzazione tempo-

rale evidenziate dalla trasformazione non sempre si conservano al cambiare della larghezza della *window* di lavoro. Già Arizmendi [1] aveva fatto notare la presenza di una dipendenza dalla scala di osservazione delle frequenze rilevate dalla trasformata *wavelet*, rivelando in essa un potente metodo per l'analisi dei sistemi multi-scala.

Figura 4 - Rappresentazione in scala di grigi della trasformata *wavelet* delle temperature T degli anni 1900-1996 per un'ampiezza della *window* di 10 (a), 30 (b) e 50 (c) anni. I toni più scuri rappresentano i valori più elevati delle componenti periodiche.



La dipendenza della struttura della trasformata dall'ampiezza della *window* è visibile nella figura 4, ove sono riportati i valori delle ampiezze della WDFT delle temperature medie italiane del XX° secolo per 3 diversi valori di ℓ (10, 30 e 50 anni). Nei grafici utilizzati l'ampiezza della trasformata è data in toni di grigio in funzione della frequenza e della localizzazione della *window*: a toni più scuri corrispondono valori più elevati.

È possibile osservare come, all'aumentare della gamma delle frequenze leggibili, l'estrazione di nuove componenti rende il panorama più complesso. Nella trasformata delle temperature ottenuta per una *window* di 10 anni, ovvero utilizzando solo i periodi di 1-10 anni (figura 4a), oltre a risultare del tutto amorfa, nasconde l'esistenza di componenti rilevanti.

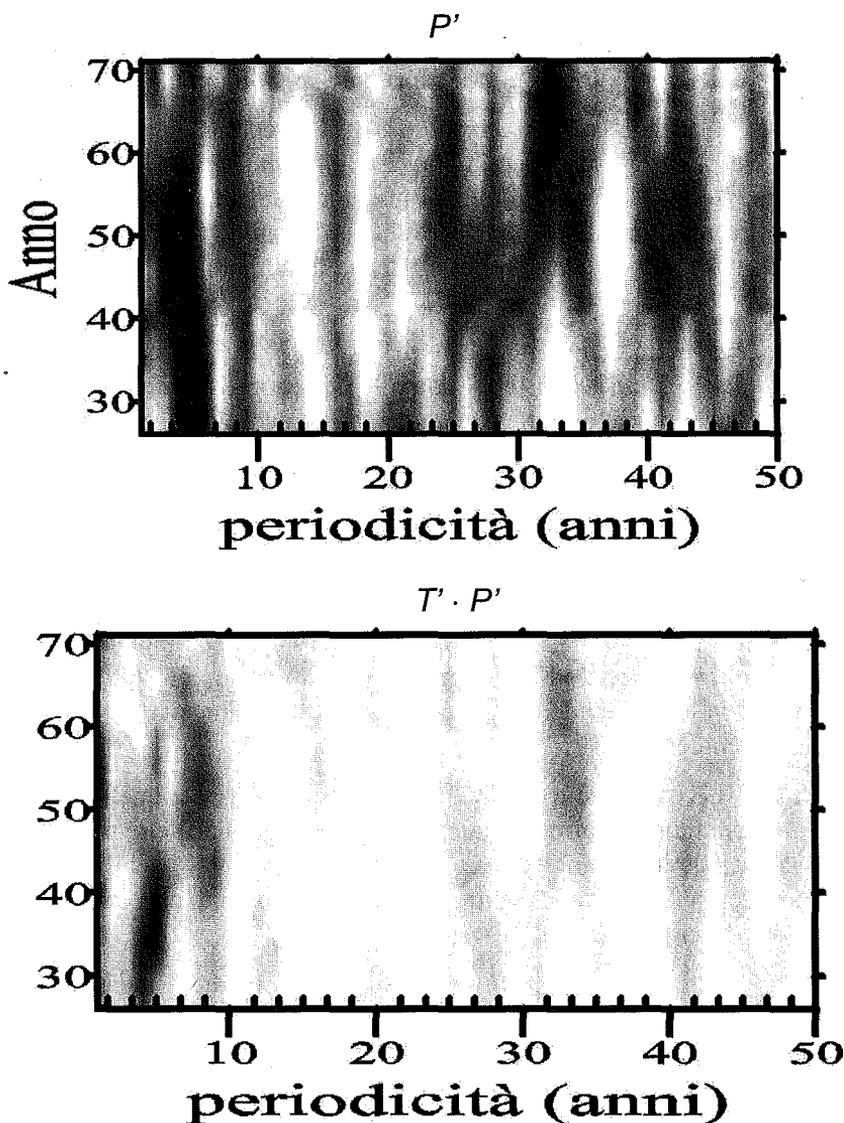
In particolare nella WDFT ottenuta utilizzando una *window* di 30 anni si evidenzia una componente di 3-4 anni assai marcata per gli anni che vanno dal 1940 al 1960 (4b). Allargando ulteriormente la *window* il quadro diventa ancora più articolato mostrando, non solo che sempre in quegli anni la banda di frequenze rivelabile va dai 5 ai 10 anni, ma che tale banda è soggetta ad una dinamica che la vede come il risultato di convergenze e separazioni di più bande a frequenza inferiore e superiore tra cui risaltano componenti di 8-9 anni, 12-14 anni, e 33-34 anni.

Anche la trasformata *wavelets* delle piovosità è assai articolata (figura 5) mostrando una grossa dominante periodica centrata sui 4 anni ed una sugli 8 che tendono ad essere meno evidenti dagli anni '60 quando invece comincia a farsi evidente una componente centrata sui 33 anni, già notata per le temperature.

Le parentele tra la WDFT delle temperature e quella delle piovosità è illustrata dal grafico della correlazione (figura 5b) che mostra come infatti la periodicità dei 33 anni sia presente per entrambi i set di dati anche se meno intensa delle frequenze di 4 ed 8 anni, e comunque in entrambi i casi per lassi di tempo limitati.

Circa le produzioni le trasformate mostrano andamenti assai dissimili e non immediatamente interpretabili in funzione di quelli già visti. A causa del ridotto periodo analizzabile, la trasformata *wavelet* ha inoltre una dimensione minore e gli intervalli su cui sono state ottenute le sezioni illustrate riguardano tutti la parte più recente dei periodi analizzati per temperature e precipitazioni. In particolare in figura 6 è possibile notare che su mais e patata esiste quasi esclusivamente una componente 3-ennale, tra l'altro molto mascherata dall'intensa componente a maggior frequenza (l'oscillazione biennale è considerata stocastica). Tale componente si attenua a cavallo tra gli anni '60 e '70, periodo in cui invece si fa evidente per pomodoro.

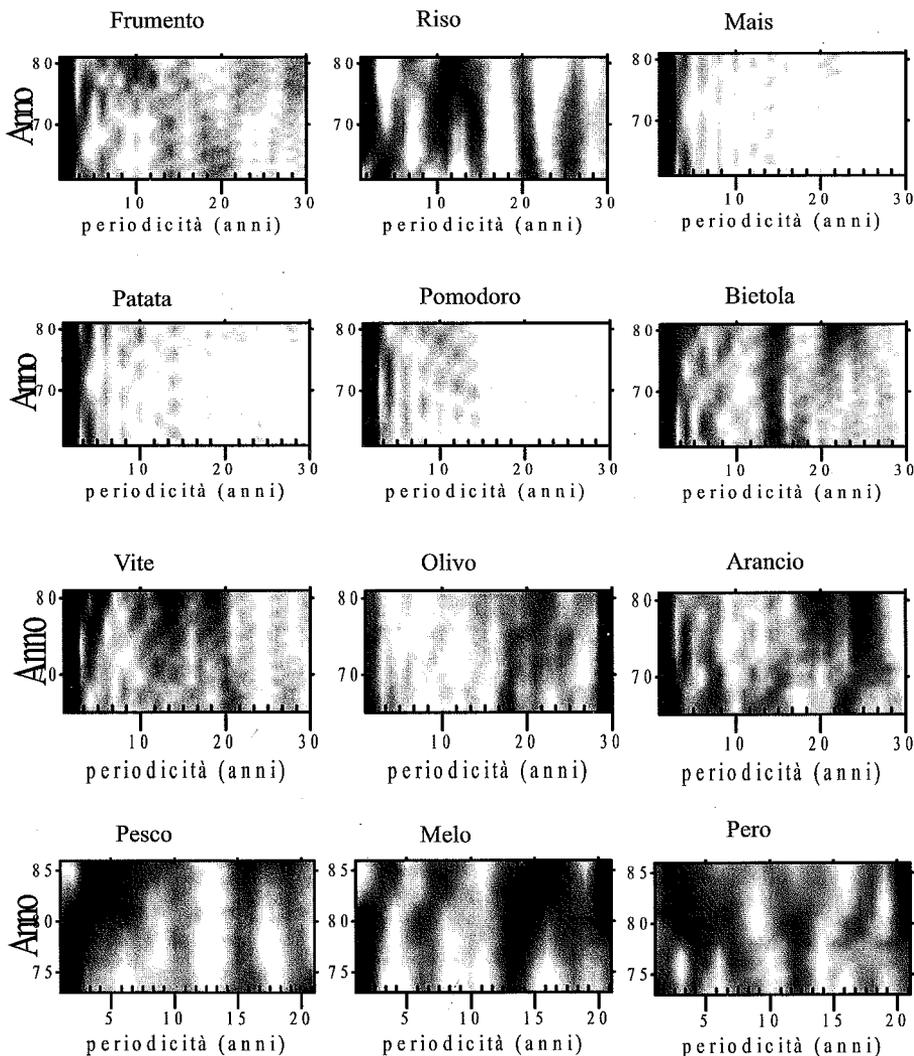
Figura 5 – Rappresentazione in scala di grigi della trasformata wavelet della piovosità P' e del prodotto delle trasformate $T' \cdot P'$. I toni più scuri rappresentano i valori più elevati delle componenti periodiche.



Anche nel frumento e nell'arancio si può notare tale componente, ma già in pieni anni '70. La componente ad alta frequenza è assai più articolata in pesco, melo e pero: in particolare nelle prime due si nota uno spostamento delle periodicità assai marcato nel pesco in cui le oscillazioni di

3 anni dei primi anni '70 lasciano il passo a quelle da 4 a 8 -ennali più recenti. Forti spostamenti di frequenze sono osservabili anche in colture erbacee quali il riso, caratterizzato da una WDFT assai articolata che evidenzia oscillazioni centrate sui 5, 10, 15, 21 e 25 anni. L'oscillazione 21-ennale è osservabile leggermente anche in frumento e bietola, ed in modo più marcato in vite, olivo ed arancio.

Figura 6 – Rappresentazione in scala di grigio della trasformata *wavelet* delle produzioni medie italiane elencate in tabella 1 utilizzando una *window* di 30 anni eccetto per pesco, melo e pero, per le quali è stata utilizzata una *window* di 20 anni.



Conclusioni

La tecnica di elaborazione appena esaminata si è dimostrata in grado di estrarre nuove conoscenze dai dati confermando alcune tesi già sostenute in passato, a riguardo di alcune periodicità, e nel contempo spiegando il perché tali frequenze non sono sempre osservabili. Nonostante ciò il metodo rimane ancora incompleto. La gran mole di informazioni prodotte non permette infatti di compiere analisi parametriche e lascia il posto solamente a una discussione semi-quantitative dei grafici.

Lo studio mostra in definitiva quanto sia ancora importante l'*analisi del segnale* in campo agro-climatologico sia per nell'interpretazione retrospettiva che per un'implementazione di conoscenze nel campo della simulazione.

Appare comunque evidente la necessità di approfondire la tecnica sia allo scopo di connetterla a modelli fisici interpretativi, che nella ricerca di funzioni di *windowing* sempre più efficienti.

Si ringrazia

Il Prof. Luigi Cavazza per gli approfonditi scambi di idee che hanno condotto a questo lavoro.

Bibliografia

- [1] ARIZMENDI C.M. (1998). Fractal analysis for social systems. In *Workshop on Dynamics of social and economic systems*, La Plata - Argentina, 25-27 nov 1998, 23 pg.
- [2] ATTOLINI M.R., CECCHINI S., GALLI M., NANNI T. (1990). On persistence of the 22 y solar cycle. *Solar Physics* 125: 389-398.
- [3] CAVAZZA L. (1966). Aspetti agronomici della produzione foraggera nel Mezzogiorno. Atti di '*Strutture e Mercati dell'Agricoltura Meridionale*', 6 Carni, Tomo I, 1-273. Ed. Cassa per il Mezzogiorno, Roma.
- [4] GABOR D. (1946). Theory of Communication. *J. Instr. Electr. Eng.* 93: 429-457.
- [5] GALLI M. (1988). Time series analysis with power spectrum and cyclograms. *Solar-terrestrial relationships and the earth environment in the last millennia* - SIF 1988 - pg. 246-273.
- [6] GUILLEMAIN P., KRONLAND-MARTINET R., MARTENS B. (1989). Estimation of spectral lines with the help of the wavelets transform - application in NMR spectroscopy. In *Wavelets and its applications*, Proc. of Int. Conf. Marseille - France - May 1989 - pp 38:60.
- [7] LUIS A.K., MAAß P., RIEDER A. (1997). *Wavelets. Theory and Applications*. John Wiley & Sons., 324 pp.
- [8] ROBINSON E.A. (1980). *Physical Applications of Stationary Time-Series*. Charles Griffith & Co.Ltd., 302 pp.
- [9] VERCELLI F. (1954). Analisi Periodale. *Tecnica Italiana* Anno IX, N.2, 12 pp.

RAPPRESENTAZIONE TERRITORIALE DI MODELLI FENOLOGICI

Marco Moriondo¹, Marco Mancini², Simone Orlandini¹

¹ DISAT - Dipartimento di Scienze Agronomiche e Gestione del Territorio Agro-forestale
Università di Firenze, Piazzale delle Cascine 18, 50144 Firenze

² CeSIA - Centro di Studio per l'Applicazione dell'Informatica in Agricoltura
Accademia dei Georgofili, Logge Uffizi Corti 1, 50122 Firenze

Riassunto

La conoscenza dello sviluppo fenologico della vegetazione presente sul territorio, costituisce un elemento essenziale per molti settori dell'attività umana. I modelli fenologici ed opportune metodologie di spazializzazione dei dati sul territorio sembrano rappresentare interessanti strumenti di supporto. Per quanto concerne i modelli, essi si prefiggono il compito di simulare nel tempo la successione delle diverse fenofasi di una pianta. Per lo sviluppo, la temperatura dell'aria è indubbiamente il parametro che maggiormente influenza il tasso metabolico e numerosi modelli sono stati fino ad oggi proposti per descrivere tale relazione. Generalmente, essi quantificano l'area definita dall'andamento giornaliero della temperatura e da una soglia di sviluppo determinando un accumulo di gradi giorno. Le tecniche di spazializzazione permettono di estendere dati puntuali su tutto il territorio, in funzione delle sue specifiche caratteristiche (topografia, copertura vegetale, etc.). Ciò consente di limitare il numero delle osservazioni e di ottenere in tempo reale una visione globale delle condizioni fenologiche delle piante monitorate. Sulla base di queste considerazioni, nel presente lavoro sono stati confrontati diversi approcci per modellare e rappresentare sul territorio osservazioni fenologiche. In particolare la coltura scelta è stata la vite presente all'interno di un comprensorio di circa 120 ettari, localizzato in Italia centrale, nella zona del Chianti. In posizioni rappresentative della intera realtà territoriale, nel corso di un triennio sono state osservate le dinamiche delle fenofasi della vite e misurati i principali parametri agrometeorologici. I risultati ottenuti sono stati analizzati, validando le metodologie proposte sulla base delle osservazioni reali, soprattutto in prospettiva di una possibile applicazione operativa nell'ambito di servizi di monitoraggio fenologico.

Introduzione

I modelli di sviluppo fenologico permettono di simulare l'andamento temporale delle fenofasi e quindi di stabilire in quale momento della stagione si manifestino gli stadi fenologici. L'utilizzo di tali modelli si presta ad innumerevoli applicazioni di tipo pratico: a grande scala forniscono indicazioni riguardo l'areale di sviluppo di una coltura, mentre a scala aziendale sono utili per identificare le zone migliori per l'utilizzo di determinate cultivar o per prevedere i periodi di raccolta. Non meno importante risulta il loro impiego per la stesura dei calendari dei trattamenti fitosanitari o nella scelta dei periodi più indicati per effettuare pratiche agronomiche come potatura, diradamento, irrigazione, etc. (Maracchi e Matta, 1999). Infine il loro campo di applicazione è attualmente rivolto anche al settore medico, con particolare riferimento alle allergie e pollinosi che oggi interessano una percentuale sempre più alta della popolazione, con sintomatologie in molti casi estremamente diversificate e gravi.

I modelli fenologici si basano sulle disponibilità climatiche e permettono di simulare in maniera corretta lo sviluppo della coltura in un determinato ambiente. Tra i parametri meteorologici che maggiormente influenzano sullo sviluppo delle colture, la temperatura dell'aria svolge sicuramente un ruolo chiave. L'effetto di questo fattore sullo sviluppo è imputabile sia all'azione diretta che esercita sui processi biochimici della pianta, sia alle relazioni che intercorrono tra temperatura ed altri parametri climatici quali radiazione solare, evapotraspirazione, che agiscono sulla pianta stessa.

La messa a punto di modelli basati su accumuli termici è quindi tra i metodi maggiormente utilizzati, visto che incrementi termici, compresi nei limiti fisiologici, si concretizzano in una variazione della velocità di sviluppo (Pennacchio e Tremblay, 1990). Il metodo dell'accumulo dei gradi giorno si fonda sulla relazione esistente tra temperatura e tasso di sviluppo. In particolare si presuppone una soglia termica inferiore sotto la quale il tasso di sviluppo si azzera e sopra la quale la correlazione tra tasso e temperatura è positiva e lineare, ossia a temperature maggiori corrispondano tassi di sviluppo maggiori. Per la coltura della vite, una conferma è fornita dalle sommarie delle temperature attive od efficaci, dagli indici proposti da Winkler e da Huglin, dove la soglia termica utilizzata è comunemente di 10 °C.

Comunque non sempre risulta semplice determinare il valore della soglia termica inferiore su base biologica ed inoltre essa può variare in funzione della fase considerata (Yang *et al.*, 1995). Nella maggior parte dei casi la soglia viene determinata statisticamente sulla base della minore va-

riabilità esistente tra le somme di gradi giorno richiesti per il completamento di una fase da un certo numero di campioni. Tra gli indici statistici proposti troviamo la migliore deviazione standard espressa in gradi giorno (Magoon e Culpepper, 1932; Stier, 1939), la miglior deviazione standard espressa in giorni (Arnold, 1959), il coefficiente di variazione espresso in giorni (Nuttoson, 1958; McIntyre *et al.*, 1982).

La simulazione della sequenza delle fenofasi permette di definire le potenzialità dell'ambiente nei confronti della coltura studiata. Un altro interessante aspetto che necessariamente occorre considerare è la rappresentazione di tali risorse sul territorio studiato. A tale riguardo, la variabilità della temperatura dell'aria in ambiente collinare è fortemente legata all'andamento orografico. La variazione di temperatura all'interno di aree di limitata estensione risulta infatti dipendente dalle peculiari caratteristiche topografiche del luogo di misura, come ad esempio quota, distanza dal fondovalle, esposizione, piuttosto che da caratteri geografici quali latitudine, distanza dal mare, etc. Di conseguenza possono essere individuati ed applicati i metodi più opportuni per la rappresentazione spaziale dei modelli fenologici all'interno di un territorio aziendale, in modo da fornire agli utenti gli strumenti più opportuni per la corretta identificazione delle caratteristiche dei singoli appezzamenti coltivati.

Sulla base di queste considerazioni, la presente ricerca è stata condotta nel triennio 1997-99 all'interno di una area di circa 120 ettari. Rilievi fenologici e termometrici hanno permesso la validazione di modelli di sviluppo delle viti, i cui output sono stati quindi spazializzati sul territorio applicando un modello multiregressivo ed una rete neurale. L'affidabilità e la precisione di questi metodi è stata analizzata anche in funzione di una loro possibile applicazione operativa per il supporto delle attività di gestione aziendale.

Materiali e metodi

Lo studio è stato svolto presso l'azienda "Fattoria di Poggio Casciano", situata nella zona collinare del Chianti dei Colli fiorentini, nel comune di Bagno a Ripoli (FI). L'azienda, sita nel bacino del torrente Ema, ha un'estensione di circa 120 ha. Le caratteristiche topografiche dell'area variano da zone pianeggianti, vicino a fondovalle e crinali, fino a zone morfologicamente complesse per esposizione e pendenza, con quota che oscilla da un minimo di 120 m fino ad un massimo di 290 m sul livello medio del mare. Nell'azienda l'indirizzo colturale prevalente è quello viticolo, con una superficie coltivata di circa 50 ha; il vitigno più rappresentativo è il Sangiovese

(clone R10, su portainnesto 420A).

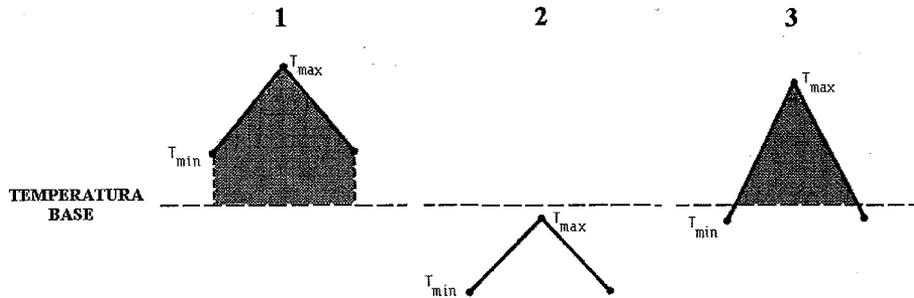
I valori di temperatura minima e massima sono stati rilevati nel 1997, 1998 e 1999 tramite una rete di 28 stazioni termometriche posizionate nell'azienda in funzione dell'andamento morfologico del terreno. Gli strumenti di misura sono stati posti sui principali versanti secondo la massima pendenza, collocando una stazione nei pressi del fondovalle, una a metà pendice e una presso la linea spartiacque. Per la misura della temperatura dell'aria le stazioni termometriche sono state poste a circa 1.8 m da terra.

I rilievi fenologici nei tre anni sono stati effettuati sulle piante immediatamente adiacenti 15 stazioni termometriche collocate nei pressi di vigneti. L'analisi è stata effettuata su un campione di 20 viti omogenee, ad intervalli settimanali considerando le principali fenofasi della vite (germogliamento, fioritura, maturazione). Per la definizione e descrizione delle fasi fenologiche, è stata utilizzata la scala proposta da Eichorn e Lorenz. La fenofase è stata considerata presente quando il 75% dei campioni analizzati aveva raggiunto lo stadio indicato. La maturazione è stata ritenuta completa al raggiungimento dei 18° Brix. L'analisi del mosto è stata eseguita settimanalmente a partire dalla prima decade di agosto su un campione di circa 100 acini prelevati, su un campione randomizzato, dalle estremità e dalla parte centrale di ogni grappolo.

Danni da gelo sono stati rilevati durante il mese di aprile del 1997, monitorando le condizioni delle piante ed esprimendo il danno come percentuale di organi danneggiati per postazione.

Come primo modello fenologico è stato considerato l'accumulo dei gradi giorno. La temperatura media giornaliera è stata utilizzata per la determinazione dei gradi giorno occorrenti per il raggiungimento di ciascuna fase fenologica. Inoltre l'andamento giornaliero della temperatura è stato ricostruito sulla base dei valori minimi e massimi utilizzando il metodo della triangolazione semplice (Lindsey e Newman, 1956). Su questa base è stato proposto un secondo modello, in base al quale l'accumulo dei gradi giorno viene calcolato tenendo conto della posizione relativa degli estremi termici giornalieri e della soglia di sviluppo (Fig. 1) (Grossman e De Jong, 1994; Liu *et al.* 1998). La soglia minima di sviluppo è stata variata nei due casi in maniera da rendere il più possibile costante l'ammontare dei gradi giorno necessari per il compimento di ciascuna fase fenologica in ogni stazione. Le performance dei due modelli sono state valutate minimizzando il coefficiente di variazione espresso in giorni (CV), che è il rapporto fra la deviazione standard espressa in giorni ed il numero medio dei giorni necessari al completamento di ciascuna fenofase (Yang *et al.*, 1995).

Figura 1. Accumulo dei gradi giorno nei tre casi principali: 1) la temperatura minima (T_{min}) è superiore alla temperatura base (T_b); 2) la temperatura massima (T_{max}) è inferiore a T_b ; 3) T_{min} è inferiore a T_b . L'area in nero rappresenta la quantità di calore accumulata.



E' stata infine fornita una rappresentazione spaziale dei dati relativi sia alla fenologia sia all'evento di gelata avvenuto nel 1997, per analizzare la distribuzione aziendale delle potenzialità produttive della vite ed inoltre per delineare quali aspetti del territorio (morfologia, topografia, ostacoli, etc.) possono aver influenza sui fenomeni in questione. Utilizzando come input i dati relativi alle variabili topografiche di ciascuna stazione (quota, esposizione, pendenza, distanza dal fondovalle) ed il numero del giorno giuliano, e come output sia l'accumulo dei gradi giorno registrati al completamento di ciascuna fenofase sia il numero di ore sotto gli 0°C nel periodo precedente la gelata, è stata comparata l'affidabilità di un modello multiregressivo e di una rete neurale per la spazializzazione dei parametri. Il modello multiregressivo risulta uno strumento non estremamente complesso sia dal punto di vista teorico che computazionale e permette di determinare le relazioni che legano la variabilità topografica e geografica del territorio alla variabilità dei parametri meteorologici. Tuttavia questo è un metodo basato su relazioni lineari e quindi determina approssimazioni su fenomeni difficilmente rappresentabili da funzioni di questo tipo (Bertini, 1999). Pertanto i risultati derivanti da questa metodologia sono stati comparati con quelli derivanti da un approccio non lineare, quale quello fornito da una rete neurale. In questo caso si è utilizzata una rete composta da quattro neuroni di input, da due *layer* di *hidden nodes* di quattro e tre neuroni e dall'output.

Per la verifica dei sistemi, le 15 stazioni a disposizione sono state suddivise in 10 stazioni di training e 5 di test. Il confronto è stato effettuato sulla differenza fra dati osservati e simulati nelle stazioni di test. Una volta individuata la migliore metodologia, si è proceduto alla rappresentazione spaziale dei parametri in oggetto utilizzando le variabili contenute nel Digital Terrain Model.

Risultati

I rilievi fenologici disponibili sono stati quelli relativi agli anni 1998 e 1999 dal momento che nel 1997 è occorsa una gelata nel periodo del germogliamento (18 aprile) che ha reso disomogeneo il successivo campionamento. La gelata infatti ha interessato principalmente i fondovalle determinando un sostanziale ritardo di tutte le fenofasi nelle vigne ivi poste. Il periodo del germogliamento del 1997 è stato comunque utilizzato in quanto precedente alla gelata.

Per l'applicazione dei modelli è stata determinata la soglia termica inferiore che per ciascuna fase fenologica minimizzasse il valore del CV. Tale procedura ha messo in evidenza che non esiste una soglia comune per tutte le fasi fenologiche (Tabb. 1, 2) come confermato da altri autori (Moncur *et al.*, 1989) e che la soglia generalmente accettata (10 °C) deve comunque essere rivista ed adattata alle diverse condizioni di sviluppo.

Tabella 1. Riepilogo dell'applicazione del modello a gradi giorno con temperature massime e minime.

Fenofase	1 gen-germog.	germog.-fiorit.	fiorit.-matur.
Soglia termica	0	7	5
Valore sommatoria	794	456	1689
CV in giorni	4.50	4.96	6.19

Tabella 2. Riepilogo dell'applicazione del modello a gradi giorno con temperatura media.

Fenofase	1 gen-germog.	germog.-fiorit.	fiorit.-matur.
Soglia termica	0	7	10
Valore sommatoria	761	421	1296
CV in giorni	4.93	6.72	6.37

I modelli proposti sono inoltre stati testati confrontando il loro CV con quello di un modello a calendario (Tab. 3). Infatti questo è generalmente utilizzato come base di partenza per valutare le performance di ogni altro modello fenologico ed ovviamente valori di CV superiori sono da considerarsi non accettabili (McIntyre *et al.*, 1982). Il confronto dei CV relativo ai modelli basati sulla temperatura media (Tab. 2) e sul numero dei giorni medi di ciascuna fenofase (Tab. 3) mette in evidenza come la metodologia che prende in considerazione le minime e massime giornaliere risulti più precisa nel-

la determinazione delle fenofasi (Tab. 1). I risultati di questo modello sono stati quindi utilizzati per testare le due metodologie proposte, la regressione multipla e la rete neurale, ed ottenere infine mappe che descrivano l'evento.

Tabella 3. Riepilogo dei giorni medi impiegati per ciascuna fenofase.

Fenofase	1 gen-germogl.	germogl.- fiorit.	fiorit.-matur.
N° giorni	101.8	51.3	94.1
CV in giorni	5.67	7.72	6.50

La regressione multipla ha presentato un elevato grado di significatività con gli input proposti sia per i gradi giorno che per il numero di ore di freddo. I risultati della rete neurale hanno mostrato anche essi una elevata significatività nei casi analizzati, fornendo risultati migliori rispetto al modello multiregressivo. A titolo di esempio si riportano i dati relativi alla fase del germogliamento (Tabb. 4, 5).

Tabella 4. Coefficiente di determinazione tra dati osservati e simulati per l'ammontare dei gradi giorno. L'errore è calcolato per le stazioni di test dividendo l'errore medio assoluto in gradi giorno per l'accumulo medio giornaliero di temperatura (*=significativo per $p < 0.5$).

Fase di germogliamento	R ²	Errore (giorni)
Multiregressivo	0.89*	2.02
Rete neurale	0.98*	0.72

Tabella 5. Coefficiente di determinazione tra dati osservati e simulati ed errore per il numero di ore sotto 0 °C durante la gelata del 1997 (*=significativo per $p < 0.5$).

Numero di ore <0°C	R ²	Errore (ore)
Multiregressivo	0.87*	0.53
Rete neurale	0.90*	0.50

Mediante l'impiego della rete neurale è stato possibile realizzare una rappresentazione cartografica della successione del germogliamento nel territorio aziendale secondo gli accumuli termici verificatisi nel 1997 (Fig. 2).

Inoltre utilizzando la relazione che lega il numero di ore sotto 0 °C e l'intensità del danno (Fig. 3), è stato possibile visualizzare quali siano state le zone all'interno dell'azienda maggiormente esposte ai rischi delle gelate tardive, particolarmente pericolose per i danni che possono causare alla vegetazione (Fig. 4).

Figura 2. Rappresentazione grafica dell'andamento del germogliamento durante il 1997. In accordo col modello validato, tale feno-fase si ritiene conclusa al raggiungimento di 794 gradi giorno (area in nero). Nelle caselle viene indicato il giorno giuliano corrispondente.

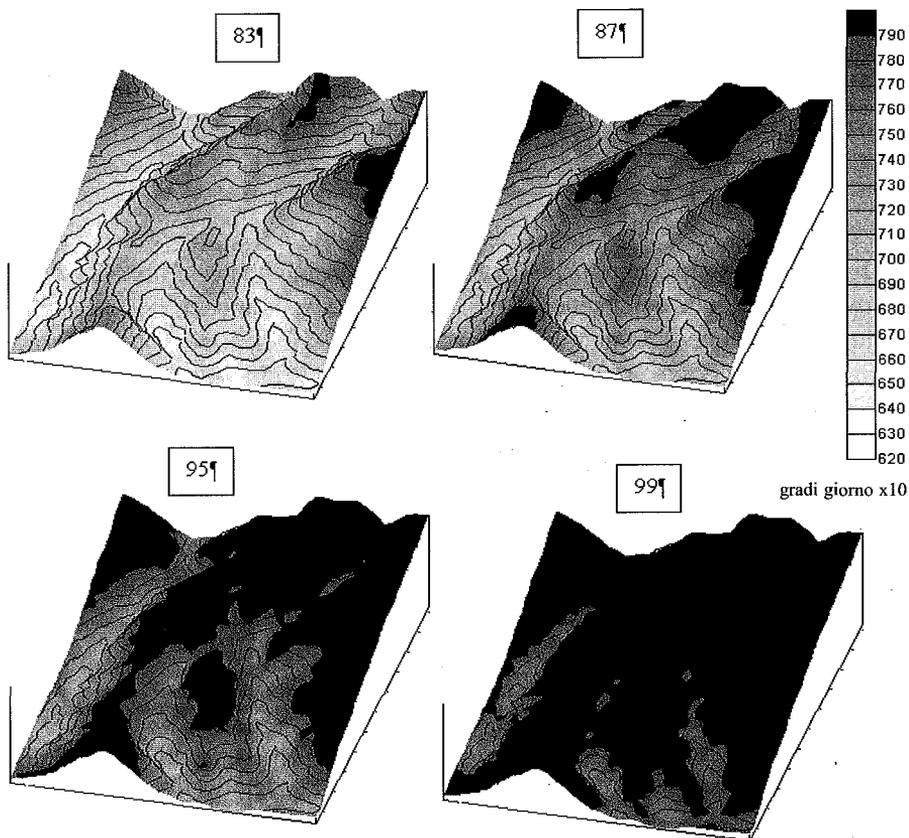


Figura 3. Relazione tra numero di ore sotto gli 0 °C e percentuale di germogli seccati per pianta.

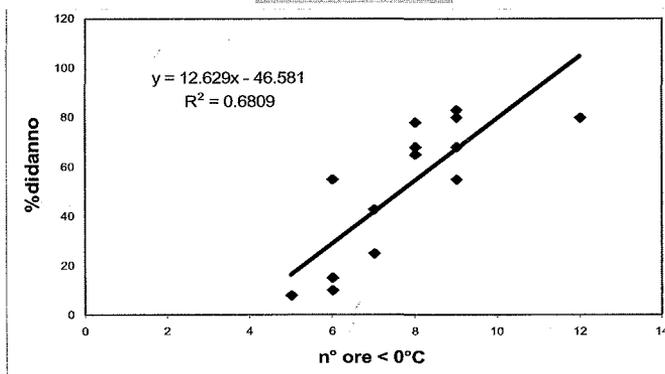
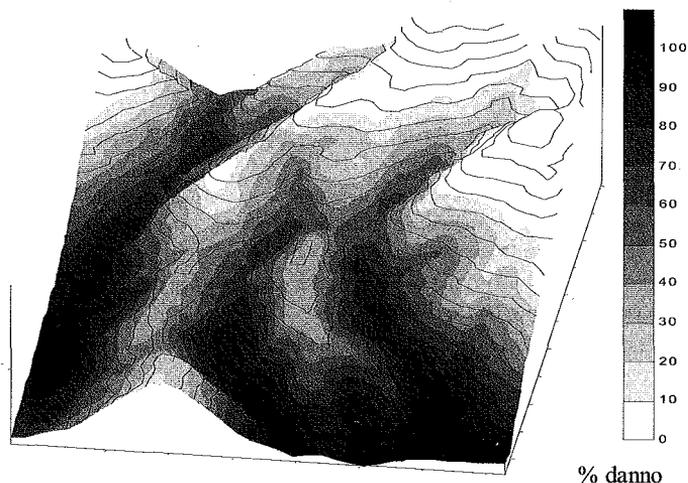


Figura 4. Mappa di danno ottenuta applicando la regressione tra mortalità delle gemme e numero di ore inferiori a 0°C durante l'evento del 18 aprile 1997. Le zone in nero presentano un danno del 100%.



Conclusioni

L'analisi sulla modellistica fenologica applicata alla vite ha messo in evidenza l'importanza di valutare separatamente le fenofasi al fine di evidenziare per ciascuna di esse la soglia di sviluppo. E' da notare comunque che le soglie evidenziate nelle tabelle sono state ottenute utilizzando strumenti statistici e devono comunque essere confortate da una analisi di tipo biologico. Come la maggior parte delle piante, infatti, la vite risente dell'effetto combinato di molte variabili ambientali ed in pieno campo è difficile mantenere costanti tutti i fattori che possono contribuire allo sviluppo e svincolarne solo alcuni per indagarne l'effetto; è quindi auspicabile verificare l'ipotesi di soglie diverse in funzione della fenofase in camere di crescita che permettano di uniformare la variabilità ambientale.

Il modello multiregressivo si è rivelato uno strumento efficace nella descrizione dell'interazione fra parametri topografici e temperatura anche se la non linearità di questa relazione ha fatto preferire l'impiego delle reti neurali per le operazioni di spazializzazione. In termini relativi è possibile identificare per ciascuna fenofase zone precoci e tardive contribuendo ad una classificazione del territorio aziendale. L'analisi sulla gelata del 1997 ha evidenziato le zone di fondovalle come le maggiormente colpite dai danni.

Bibliografia

- ARNOLD C.Y. (1959). The determination and significance of the base temperature in a linear heat unit system. *Proc. Amer. Soc. Hor. Sci.*, 74: 430-435.
- BERTINI D. (1999). *Metodi di stima dei parametri agrometeorologici*. Tesi di Dottorato, Università degli Studi di Sassari, Facoltà di Agraria.
- GROSSMAN Y.L., DE JONG T.M. (1994). A simulation-model of reproductive and vegetative growth in peach-trees. *Tree Physiology*, 14: 329-345.
- LINDSEY A.A., NEWMAN J.E. (1956). Use of official weather data in spring time-temperature analysis of an Indiana phenological records. *Ecology*, 37: 812-823.
- LIU D.L., KINGSTON G., BULL T.A. (1998). A new technique for determining the thermal parameters of phenological development in sugarcane, including suboptimum and supraoptimum temperature regimes. *Agricultural and Forest Meteorology*, 90: 119-139.
- MAGOON C.A., CULPEPPER C.W. (1932). Response of sweet corn to varying temperature from time of planting to canning maturity. *US Dept Agric. Tech. Bull.* 312.
- MARACCHI G., MATTA A. (1999). La modellistica in agricoltura: applicazioni. *Collana tecnico scientifica INAPA*, quaderno n°5, Firenze.
- MCINTYRE G.N., LIDER L.A., FERRARI N.L. (1982). The Chronological classification of grapevine phenology. *Am. J. Enol. Vitic.*, 33: 80-85.
- MONCUR M.W., RATTIGAN K., MACKENZIE D.H., MCINTYRE G.N. (1989). Base temperature for bud break and leaf appearance of grapevines. *Am. J. Enol. Vitic.* 40:21-26.
- NUTTONSON M.Y. (1958). Wheat-climate relationships and the use of phenology in ascertaining the phenothermal requirements of wheat. *Am. Inst. Crop Ecol. Washington, DC.* (USA).
- PENNACCHIO F., TREMBLAY E. (1990). I gradi giorno e il loro uso nel controllo integrato degli insetti dannosi in agricoltura. In atti del convegno: «*Modelli euristici e operativi per la difesa integrata in agricoltura*» Caserta, 27-29 settembre 1990, 80-102.
- STIER H.S. (1939). *A physiological study of growth on fruiting in the tomato (Lycopersicon esculentum L.) with reference to the effect of climatic and edaphic conditions*. Ph.D. Dissertation, University of Maryland, College Park, MD (USA).
- YANG S., LOGAN J., COFFEY D.L. (1995). Mathematical formulae for calculating the base temperature for growing degree days. *Agricultural and Forest Meteorology*, 74: 61-74.

CLIMA, PEDOCLIMA E RISCHI PER L'ATTIVITÀ VEGETATIVA DELLE PIANTE ERBACEE SUI MONTI SICANI (SICILIA)

Salvatore Raimondi*, Ignazio Poma*, Marcello Lupo*,
Maria Di Leo** (1)

* Dipartimento di Agronomia, Coltivazioni Erbacee e Pedologia – Università di Palermo
Viale delle Scienze - 90128 Palermo

** Collaboratrice esterna

Riassunto

I risultati esposti sono stati ottenuti elaborando i dati termopluviometrici di dieci stazioni di rilevamento secondo i seguenti concetti:

- bilancio idrico del suolo di Thornthwaite in funzione dell'annata agraria (periodo settembre-agosto), considerando una capacità di ritenzione idrica del suolo di 25, 50, 100, 200 e 300 mm;
- rappresentazione grafica di Billaux per studiare la sezione di controllo dell'umidità;

Per ogni annata agraria è stato classificato il clima, e sono stati valutati i regimi di temperatura ed umidità del suolo secondo le indicazioni della Soil Taxonomy. Tutte le variabili del clima sono state elaborate secondo i principi del calcolo probabilistico, per ottenere un dato che si ripeta almeno sei anni su dieci (probabilità del 60%). I rischi considerati per la vegetazione sono l'aridità dei suoli e la temperatura bassa a 15 cm di profondità durante il periodo invernale.

Il risultato è la zonizzazione cartografica delle variabili ottenute, mediante l'interpolazione altimetrica.

(1) I primi due Autori hanno ideato, impostato e scritto il lavoro, il terzo ha realizzato la parte grafica computerizzata, mentre il quarto ha raccolto i dati ed ha eseguito l'elaborazione numerica e l'interpolazione grafica. Lavoro eseguito con fondi M.P.I. quota ex 60% (La potenzialità agronomica dei suoli sui substrati della serie gessoso-solfifera, responsabile S. Raimondi).

Introduzione

Nel campo dei sistemi di Land Evaluation, tutti gli elementi climatici e gli aspetti pedoclimatici costituiscono caratteristiche e qualità del territorio importanti perchè determinano l'adattabilità di un suolo per ogni utilizzazione agricola e forestale, condizionando la germinazione, lo sviluppo e la produttività delle piante (Raimondi *et al.*, 1997a).

Il pedoclima è strettamente legato al clima atmosferico ma, sotto lo stesso clima, la sua variabilità è correlata al tipo pedologico, alla sua utilizzazione ed alla sua gestione. Purtroppo le stazioni di rilevamento dei dati climatici non hanno una distribuzione ottimale nel territorio, non sempre registrano tutti gli elementi climatici e non sempre il periodo di funzionamento è continuo.

Questo lavoro, che interessa i monti Sicani, si inserisce in una linea di ricerche che hanno come obiettivo la distribuzione dei parametri pedoclimatici dei suoli del territorio siciliano.

Materiali e Metodi

Descrizione dell'area

Il complesso dei monti Sicani ricade nel settore centro-occidentale della Sicilia. L'aria oggetto del presente studio è quella delimitata a nord dalla linea immaginaria posta poco al di sopra delle Rocche di Rao, Serre e Pizzo Pipitone; ad est da quella che congiunge il fiume Platani a Pietre Cadute; a sud, in prossimità del tratto est-ovest del fiume Platani e ad ovest da quella che passa in prossimità del centro abitato di Campofiorito, monte Triona e il fiume Verdura.

Le cime più elevate, riscontrate nell'aria delimitata, sono: M. Cammarata (1580 m s.l.m.), P.zo Lupo (1092 m s.l.m.), M. Carcaci (1196 m s.l.m.), P.zo Catena (1192 m s.l.m.), M. Rose (1436 m s.l.m.), P.zo Mondello (1245 m s.l.m.), M. Colomba (1197 m s.l.m.), P.zo Cangialoso (1457 m s.l.m.), M. Triona (1245 m s.l.m.), M. Barracù (1420 m s.l.m.), R.ca Busambra (1613 m s.l.m.).

I fiumi e i torrenti principali sono: il torrente Scanzano e il torrente Azziriolo a nord; il fiume Trinità ed il fiume Màrgana che danno vita al fiume di Vicari ed il primo tratto del fiume Platani ad est; il Platani, il Verdura e il Magazzolo a sud-ovest; il fiume Frattina ed i torrenti Batticano

e Corleone ad ovest. Nella zona centrale si riscontra il fiume Mendola, il fiume Sosio e il Torrente Raia.

Gli affioramenti litologici alle quote più alte sono di natura calcarea, spesso selcifera, calcarea marnosa di facies pelagica del Triassico superiore o del Giurassico (Monte Carcaci, Monte Rosa e Rocca Busambra). Alle quote più basse, nella fascia meridionale, troviamo la formazione argillosa ed argilloso-calcarea del Paleogene; mentre nel settore settentrionale risultano ampiamente diffuse le argille e le marne dove è presente anche il Flysch numidico. Quest'ultima formazione, nell'area di Corleone, è sormontata dai calcari organogeni noti come "calcareniti glauconitiche di Corleone".

L'utilizzazione del suolo alle quote più basse, comprese tra 300 e 600 m s.l.m. circa, è rappresentata da vigneti, seminativo semplice, irriguo o arborato, foraggere e colture orticole. A quote comprese tra 500 e 700-750 m s.l.m., si riscontrano oliveti, mandorleti, legnose agrarie miste e associazioni di olivo con altre legnose. Salendo di quota, sono presenti il bosco di latifoglie, di conifere e misto, aree parzialmente boscate o bosco degradato, macchia e cespuglieti, pascolo e roccia affiorante. In alcune aree si ha erosione, mentre in altre si riscontrano forme calanchive.

Metodologia adottata

Il clima e il pedoclima dei Monti Sicani è stato valutato tramite i dati termopluviometrici di undici stazioni, considerando una serie storica di quarantasei anni (1951-1996).

Le stazioni considerate sono: Corleone (590 m s.l.m.), Risalaimi (203 m s.l.m.), Diga Platani (685 m s.l.m.), Sciacca (56 m s.l.m.), San Giuseppe Jato (450 m s.l.m.), Piano del Leone (831 m s.l.m.), Bivona (503 m s.l.m.), Lercara (658 m s.l.m.), Ficuzza (681 m s.l.m.), Roccamena (480 m s.l.m.), Sparacia (385 m s.l.m.).

Per la stazione di Sparacia i dati sono stati rilevati dall'Istituto di Agronomia e Coltivazione erbacee dell'Università di Palermo, mentre per tutte le altre stazioni sono stati utilizzati i dati degli annali idrologici redatti dal Servizio Idrografico del Genio Civile.

La metodologia adottata è la seguente:

- elaborazione dei bilanci idrici annuali (Thornthwaite e Mather, 1957) secondo l'annata agraria (settembre-agosto), considerando la capacità di ritenzione idrica del suolo (A.W.C.) di 25, 50, 100, 200, 300 mm;

- determinazione dei giorni asciutti della sezione di controllo dell'umidità mediante la rappresentazione grafica di Billaux (Billaux, 1978);
- valutazione dei regimi di temperatura e umidità secondo le indicazioni della Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 1997);
- elaborazione delle variabili annuali del clima e del pedoclima secondo i principi del calcolo probabilistico (Raimondi *et al.*, 1997a), per ottenere un dato che si deve ripetere per almeno 6 anni su 10 (cioè con una probabilità del 60%). La valutazione probabilistica è stimata mediante la formula di Hazen (Giardini, 1992):

$$Fa = 100 (2n-1)/2N$$

dove:

Fa = probabilità in % di superare un determinato valore,

n = numero d'ordine per valori decrescenti,

N = numero di anni presi in considerazione.

- stima del rischio per le colture autunno-primaverili e dei pascoli al regime di temperatura valutata attraverso la temperatura media invernale del suolo a 15 cm di profondità (Raimondi *et al.*, 1997a);
- valutazione del regime idrico tramite il parametro "numero di giorni asciutti annui della sezione di controllo dell'umidità (SCU)". Il numero di giorni è ricavabile dalla rappresentazione grafica delle condizioni di umidità della sezione di controllo proposta da Billaux (Billaux, 1978);
- zonizzazione delle variabili ottenute mediante l'interpolazione altimetrica, poiché questo metodo, a differenza dell'interpolazione grafica, risponde meglio alla realtà siciliana (Raimondi, in corso di stampa).

Risultati e discussione

Il risultato del presente studio è la redazione di 16 carte tematiche a media scala (1: 200.000). Esse mettono in evidenza la variabilità territoriale degli elementi climatici e pedoclimatici considerati.

La Fig. 1 (*Appendice Tav. 4*) mostra la distribuzione della temperatura media annua dell'aria (°C) che oscilla da valori poco inferiori a 7°C a valori superiori ai 18°C. Con l'isoterma 18 °C, si è voluto mettere in evidenza la fascia più calda dove dominano i seminativi e gli agrumeti sono ancora economicamente giustificati. La maggior parte del territorio ricade nel-

la classe 18-14 °C.

La Fig. 2 (*Appendice Tav. 5*) mostra la distribuzione della piovosità media annua (mm). I valori della piovosità oscillano da poco meno di 500 mm a maggiori di 1250 mm. La classe pluviometrica più estesa è la 500-750 mm, tipica dell'ambiente collinare siciliano.

I tipi climatici sono riportati in Fig. 3 (*Appendice Tav. 6*). Fra i tipi climatici del gruppo degli aridici, caratterizzati da un indice di umidità globale negativo ($I_m < 0$), è presente il semiarido (D) e il subumido a sub-arido (C1). Nel gruppo dei climi umidi ($I_m > 0$) sono presenti quelli con $I_m < 80$.

In base all'efficienza termica (evapotraspirazione potenziale) sono state individuate quattro varietà climatiche riportate in Fig. 4 (*Appendice Tav. 7*), comprese tra il secondo microtermico ($PE < 570$) e il terzo mesotermico ($PE \geq 855$).

La Fig. 5 (*Appendice Tav. 8*) mette in evidenza il regime di temperatura del suolo. Il territorio considerato si inserisce prevalentemente nel regime di temperatura termico ($T \geq 15^\circ\text{C}$); distinto in termico marittimo ($19 \leq T < 22$), così chiamato perché in esso è notevole l'influenza del mare (Raimondi *et al.*, 1997b), e termico continentale ($15 \leq T < 19$). A quote più alte si riscontra il regime mesico ($8 \leq T < 15$). Infine il regime frigido ($T < 8$) è localizzato soltanto sulle cime più alte

Nelle Fig. 6-7-8-9-10 (*Appendice Tav. 9-10-11-12-13*) vengono riportate le distribuzioni dei regimi idrici dei suoli per valori crescenti di capacità di ritenzione idrica di-sponibile (A.W.C.): 25, 50, 100, 200, 300 mm.

Nel primo caso, per i suoli con A.W.C. 25 mm, Fig. 6 (*Appendice Tav. 9*), risulta dominante il regime xerico, mentre il regime intermedio xerico-torrico, si riscontra nella parte collinare, e il regime udico alle alte quote.

Nella Fig. 7 (*Appendice Tav. 10*), con A.W.C. 50 mm, l'area a regime xerico-torrico è ridottissima e il regime che risulta nettamente dominante è sempre lo xerico; aumenta di poco l'area con regime udico.

Nella Fig. 8 (*Appendice Tav. 11*), con A.W.C. 100 mm, il regime xerico-torrico scompare, lo xerico prevale ancora, mentre l'udico presenta un'estensione maggiore.

Nella Fig. 9 (*Appendice Tav. 12*), con A.W.C. 200 mm, il regime udico interessa una superficie maggiore e scende fino a 900 m di quota lungo i versanti dei rilievi.

Nella Fig. 10 (*Appendice Tav. 13*), con A.W.C. 300 mm, l'area a regime idrico xerico si contrae, mentre il regime udico interessa un'area più ampia.

Nelle Fig. 11-12-13-14-15 (*Appendice Tav. 14-15-16-17-18*), si riporta la sensibilità delle colture cerealicole autunno-primaverile e della cotica erbosa dei pascoli ai giorni asciutti annui della sezione di controllo dell'umidità.

Nella Fig. 16 (*Appendice Tav. 19*) si mette in evidenza la sensibilità delle colture cerealicole autunno-primaverile e della cotica erbosa dei pascoli alla temperatura media invernale del suolo, a 15 cm di profondità.

Conclusioni

Il presente studio costituisce un ulteriore contributo alla valutazione del clima e del pedoclima dei suoli della Sicilia, importanti nei campi tassonomico e di valutazione del suolo.

L'elaborazione basata sull'annata agraria (settembre-agosto), ha il vantaggio di definire i parametri pedoclimatici in una forma utilizzabile anche per fini agronomici e di evidenziare la variabilità nel tempo degli elementi climatici e pedoclimatici.

La zonizzazione delle variabili ha il notevole vantaggio di evidenziare tale variabilità anche nello spazio. Questa metodologia, applicata da diversi anni in Sicilia, è anche suggerita dalla Soil Taxonomy edizione 1998.

Un aspetto interessante del presente contributo è quello di aver meglio delimitato l'area del regime mesico e di aver evidenziato la presenza del regime frigido. Anche per il regime idrico, questa elaborazione ha apportato un notevole contributo, in quanto ha evidenziato la presenza dell'udico sui rilievi più alti.

Anche per quanto riguarda la stima della sensibilità delle colture autunno-primaverile e dei pascoli ai regimi di temperatura e di umidità, si è evidenziata con una variabilità territoriale notevole.

Nella parte più alta dei rilievi, durante l'inverno si riscontra un periodo più lungo di basse temperature, la permanenza della coltre nevosa è maggiore ed i rischi per l'attività vegetativa sono fortissimi. In questi periodi si verifica una scarsa attività vegetativa delle piante erbacee.

I pascoli, nelle aree di montagna, vengono utilizzati durante la

tarda primavera e l'estate, mentre in inverno l'utilizzazione interessa le zone collinari.

Negli ambienti a quota più bassa, questo rallentamento è meno accentuato o addirittura assente, tanto che l'attività vegetativa continua anche nei mesi più freddi (dicembre, gennaio, febbraio).

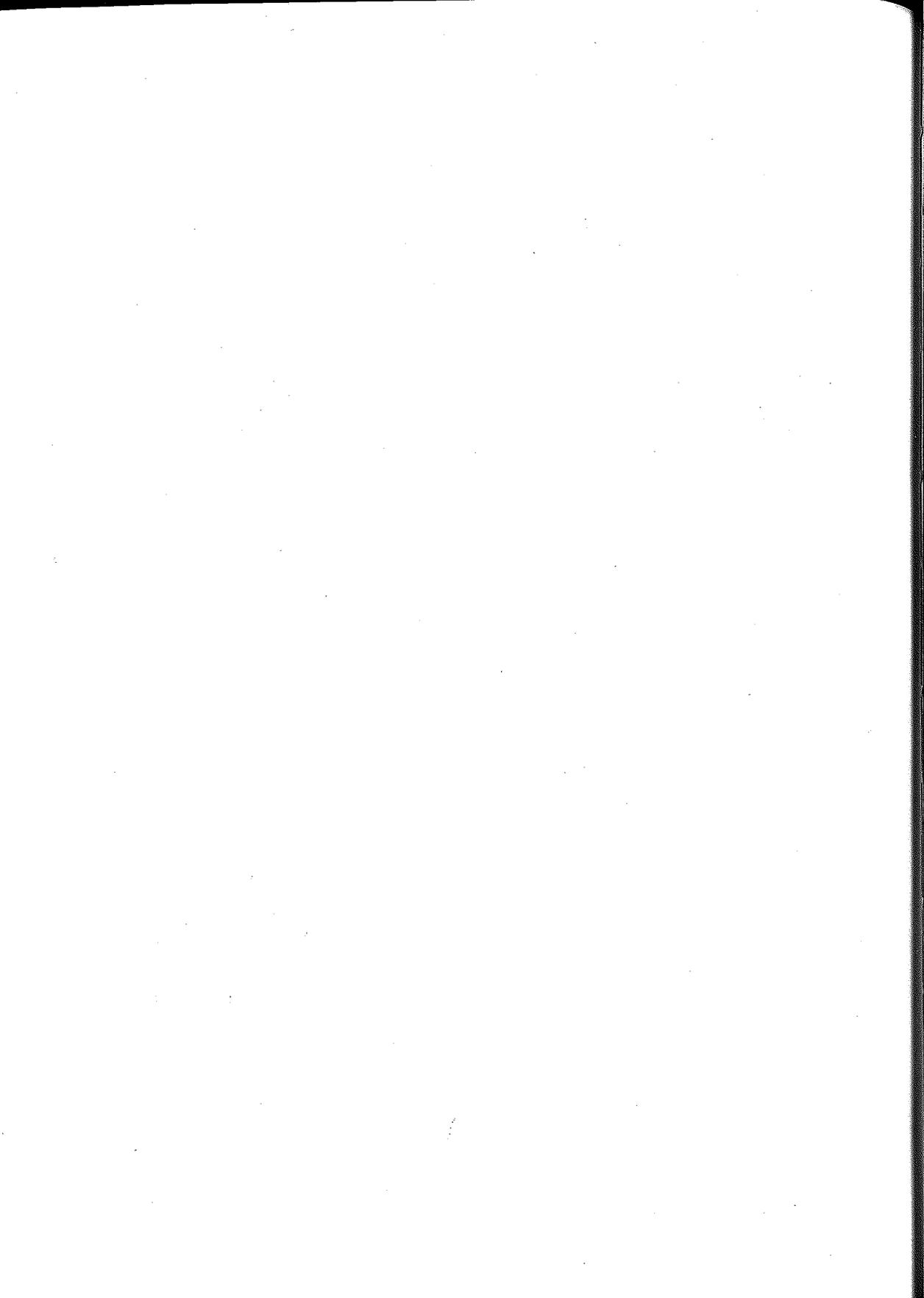
Di contro invece, l'attività vegetativa delle piante erbacee alle quote più basse chiude prima il ciclo rispetto alla zona di montagna e la raccolta del frumento inizia ai primi di giugno.

In estate, nelle zone più alte, l'attività vegetativa delle colture cerealicole chiude a luglio (la raccolta del frumento si protrae, in alcune annate, fino al 25-26 luglio), mentre i pascoli presenti sui suoli più profondi riescono a prolungare la loro attività vegetativa di modo che gli animali possono usufruirne per un periodo più lungo.

Le carte della sensibilità, con riferimento alla coltura del frumento, mettono in evidenza le grandi potenzialità dell'area cerealicola del Platani sui suoli profondi; mentre su quelli meno profondi l'elaborazione evidenzia i rischi a cui va incontro spesso il frumento. Infatti in queste aree tale coltura diventa marginale e alla raccolta il frumento si presenta spesso "striminzito" perché subisce lo stress idrico (fenomeno della stretta).

Bibliografia

- BILLAUX P. (1978). Estimation du "regime hydrique" des sols au moyen des données climatiques. La méthode graphique: son utilisation dans le cadre de la Taxonomie Americaine des solos. *ORSTOM, ser. Pedol.* Vol. XVI, n. 3, France, pp 317-338.
- GIARDINI L. (1992). *Agronomia Generale*. Pàtron. Bologna. pp 54-56.
- RAIMONDI S., POMA I., FREANDA A.S. (1997a). Il clima come fattore di sensibilità ambientale. Esempio di metodologia applicata all'agro di Sparacia - Cammarata (AG). *Rivista di Agronomia*, anno XXXI n. 3 suppl. Bologna, luglio-settembre 1997, pp 726-733.
- RAIMONDI S., LUPO M., SARNO M. (1997b). Clima e pedoclima dei Monti Erei meridionali. *Sicilia Foreste*, anno IV n. 15/16. Palermo, pp 39-45.
- RAIMONDI S., (in corso di stampa). Il pedoclima in Sicilia. Relazione presentata al convegno "Gli studi climatologici strumenti per la gestione del territorio" organizzato dall'Assessorato Agricoltura e Foreste, Servizi allo Sviluppo. Palermo 16/12/1998.
- SOIL SURVEY STAFF (1997). *Soil Taxonomy*. Seventh Edition. United States Department of Agriculture. Washington, pp 544.
- THORNTON C.W., MATHER J.R., (1957). Instructions and tables for computing potential evapotranspiration and the water balance. *Climatology*, X, 3. Centerton N.Y. USA.



L'USO DI MODELLI MATEMATICI PER PREVEDERE L'IMPATTO AMBIENTALE DEI FITOFARMACI DEL TABACCO A SCALA DI BACINO

Costantino Vischetti¹, Alessandro Esposito¹, Rosa Francaviglia²,
Alessandro Marchetti², Marco Trevisan³, Laura Padovani⁴

¹ Centro di Studio sulla Chimica e Biochimica dei Fitofarmaci, C.N.R.
Borgo XX Giugno 72 - 06121 Perugia

² Istituto Sperimentale Nutrizione delle Piante, MiPAF, Via della Navicella 2 - 00184 Roma

³ Dipartimento di Scienze Agro-ambientali e della Produzione Vegetale,
Università degli Studi, Borgo XX Giugno 72 - 06121 Perugia

⁴ Istituto di Chimica Agraria ed Ambientale, Facoltà di Agraria, UCSC,
Via Emilia Parmense 84 - 29100 Piacenza

Riassunto

Il presente lavoro è stato pianificato per valutare il rischio di contaminazione dell'acqua di falda per i fitofarmaci più usati nella coltura del tabacco (pendimethalin, metobromuron, ethoprophos, metalaxyl, mancozeb, deltametrina, teflutrin) in uno scenario d'elezione di questa coltura che corrisponde alla Alta Valle del Tevere nella zona di Città di Castello (PG). Le simulazioni sono state effettuate per un periodo di 10 anni e su differenti tipi di terreno caratteristici della zona in esame, utilizzando i due modelli matematici PELMO e MACRO. Allo scopo sono stati individuati nell'area oggetto dell'indagine 51 profili di terreno caratteristici. Le simulazioni sono state effettuate per 5 profili rappresentativi individuati tra i 51 iniziali, con i medesimi dati climatici (10 anni). I risultati in termini di lisciviazione dei fitofarmaci al di sotto del profilo del terreno e di concentrazioni raggiungibili nell'acqua di falda mostrano che i due modelli prevedono lisciviazione soltanto per il metalaxyl (valori massimi di 0,2% e 1% rispettivamente con PELMO e MACRO per il profilo n. 5). I dati sui fitofarmaci lisciviati ottenuti dalle simulazioni sono stati utilizzati per la realizzazione di una mappa di vulnerabilità dell'acquifero a scala di bacino. I risultati ottenuti dalle simulazioni nei 5 profili di terreno esaminati sono stati trasferiti agli altri profili con l'approccio del *metamodello*, correlando i dati del fitofarmaco lisciviato alle proprietà che maggiormente influenzano la lisciviazione (contenu-

to di sostanza organica). La correlazione tra lisciviato e carbonio organico è risultata significativa con un limite di confidenza del 95% e l'equazione ottenuta è stata utilizzata per il calcolo del lisciviato nei restanti 46 (51-5) profili di cui era noto il contenuto in carbonio organico. Infine con la tecnica del kriging ordinario è stata costruita la mappa di vulnerabilità di tutta l'area.

Introduzione

Il destino ambientale dei fitofarmaci è stato oggetto di studio negli ultimi anni, soprattutto a causa del possibile impatto sulla qualità delle acque superficiali e profonde. Il rischio di inquinamento da fitofarmaci è strettamente correlato alla combinazione di diversi fattori quali le proprietà chimico-fisiche del fitofarmaco, le caratteristiche pedologiche, il tipo di pratica culturale e le condizioni climatiche del sito. La determinazione diretta della distribuzione dei fitofarmaci lungo il profilo del terreno comporta pratiche complesse e costose ed i risultati del monitoraggio sono spesso di difficile interpretazione (Vischetti *et al.*, 1997; Vischetti *et al.*, 1998; Trevisan *et al.*, 1998). Negli ultimi anni sono stati sviluppati modelli sulla lisciviazione dei fitofarmaci i quali consentono una rapida ed economica valutazione del comportamento dei fitofarmaci nel suolo nelle varie condizioni pedoclimatiche anche prima della loro registrazione (Trevisan *et al.*, 1991; Trevisan, 1997; Capri e Trevisan, 1998). In questo modo, oltre al risparmio di tempo e denaro, si può ottenere una descrizione del comportamento di un fitofarmaco in un determinato scenario, individuando possibili problemi prima che si verifichino.

Lo scopo del presente lavoro è stato quello di simulare il destino dei fitofarmaci più usati nella coltura del tabacco in uno scenario d'elezione di questa coltura che corrisponde alla Alta Valle del Tevere nella zona di Città di Castello (PG). Le simulazioni sono state effettuate su differenti profili di terreno caratteristici della zona in esame, utilizzando i due modelli matematici PELMO versione 3.0 (Jene, 1998) e MACRO versione 4.1 (Jarvis, 1994).

I risultati sono stati discussi in termini di lisciviazione dei fitofarmaci al di sotto del profilo del terreno e di concentrazioni raggiungibili nell'acqua di falda. La valutazione dell'impatto è stata effettuata a scala di bacino. I dati così ottenuti sono stati poi trasferiti a scala di bacino utilizzando la tecnica del *metamodello* (Tiktak, 1999) accoppiata alla tecnica del kriging ordinario.

Materiali e metodi

AREA DI INDAGINE

Il comprensorio di Città di Castello nell'Alta Valle del Tevere (43°20'N) è un'ampia zona (130 km²) costituita da depositi di origine alluvionale, caratterizzata da attività agricola di tipo intensivo, nella quale esistono numerosi pozzi per la captazione di acqua utilizzata sia a scopo potabile che irriguo. Nel presente lavoro il territorio è stato caratterizzato con un totale di 51 profili di terreno (Mecella *et al.*, 1986) dai quali sono stati individuati 5 profili caratteristici, scelti utilizzando come fattore discriminante il contenuto in sostanza organica e scegliendo il profilo con minore e maggiore contenuto in sostanza organica e il 25, 50 e 75° percentile. Le caratteristiche di questi profili sono indicate in Tabella 1. Sono stati considerati i dati meteorologici del decennio 1986-95 (tabella 2).

Tabella 1 – Caratteristiche pedologiche dei suoli di Città di Castello. I dati si riferiscono al 1° orizzonte.

Caratteristiche	profili				
	1	2	3	4	5
Numero di orizzonti	6	6	6	6	6
Profondità del profilo	150	150	150	150	150
Densità (g cm ⁻³)	1,36	1,43	1,43	1,47	1,54
Carbonio organico (%)	1,81	1,12	1,0	0,84	0,48
pH (H ₂ O)	7,9	7,7	7,7	7,7	7,6
Sabbia (%)	32	21	10	24	48
Argilla (%)	13	20	26	24	12
Capacità di campo (% v/v)	26	33	36	32	23
Punto di appassimento (% v/v)	9	15	18	15	9

Tabella 2 – Caratteristiche climatiche dell'area

Piovosità media annua (mm)	812,3
Evapotraspirazione media annua (mm)	892
Temperatura media annua (°C)	11,6
Scarto massimo di temperatura (°C)	-9,9/37,0

COLTURA E PRODOTTI FITOSANITARI

La coltura del tabacco è stata scelta poiché è la coltura industriale più diffusa nella zona, su cui si concentra l'uso di un elevato numero di prodotti fitosanitari per la difesa dalle numerose avversità che la possono

colpire. I dati di input richiesti dai due modelli relativamente alla coltura sono riportati in Tabella 3.

Tabella 3 – Dati sulla coltura richiesti dai due modelli PELMO e MACRO

parametri	PELMO	MACRO
massima intercettazione dell'acqua (%)	25	-
massima profondità radicale (cm)	80	80
Distribuzione radicale nei primi 20 cm (%)	-	60
massima copertura del suolo (%)	100	-
condizioni del terreno dopo la raccolta	coltivato	coltivato
biomassa secca (kg m ⁻²)	0,41	-
LAI massimo	-	4
data di trapianto	15/05	15/05
data di maturazione	15/07	15/07
data di raccolta	30/09	30/09

LAI = Leaf Area Index

E' stata ipotizzata la coltura della varietà Virginia Bright che richiede un certo numero di interventi irrigui (7/8 x 20 mm) che, uniti alle precipitazioni e, a causa dell'intenso programma di trattamenti antiparassitari, la pongono in una condizione di rischio di inquinamento delle acque superficiali e profonde.

Tra le possibili modalità di trattamento è stata scelta quella suggerita nel Disciplinare di difesa integrata delle colture della Regione Umbria per l'applicazione Programma Regionale Agroambientale (Regolamento CEE 2078/92), in quanto questa è stata introdotta con lo scopo di razionalizzare l'uso di prodotti fitosanitari nel rispetto dell'ambiente. Nella Tabella 4 è riportato il programma dei trattamenti al tabacco con le dosi e le date di trattamento. I dati sui fitofarmaci richiesti dai due modelli sono riportati in Tabella 5 (Nicholls, 1994).

Tabella 4 – Programma dei trattamenti al tabacco, dosi e date

composto	classe	dose (kg ha ⁻¹)	data trattamento
metobromuron	e	0,428	12/5
ethoprophos	i	10	10/5
deltametrina	i	0,014	17/5-10/6-2/7
pendimethalin	e	0,714	12/5
mancozeb	f	0,96	22/5-1/6-21/6
metalaxyl	f	0,12	22/5-1/6-21/6
teflutrin	i	0,03	10/5

e = erbicida; i = insetticida; f = fungicida.

Tabella 5 - Dati sui fitofarmaci richiesti dai due modelli

composto	pm	vp (Pa)	ws (ppm)	k_{oc} (L kg ⁻¹)	$t_{1/2}$ (gg)
metobromuron	259	4 10 ⁻³	330	136,3	30
ethoprophos	242	4,7 10 ⁻²	750	533	25
deltametrina	505	2 10 ⁻⁶	0,002	12221	40
pendimethalin	281	4 10 ⁻³	0,3	3292	90
mancozeb	266,3	10 ⁻⁹	6,2	608,5	70
metalaxyl	279	2,9 10 ⁻⁴	7100	52	70
teflutrin	419	8 10 ⁻³	0,02	12221	60

pm = peso molecolare; ws = solubilità in acqua; k_{oc} = coefficiente di ripartizione del carbonio organico; $t_{1/2}$ = emivita nel terreno

MODELLI

Per le simulazioni sono stati utilizzati i modelli PELMO (*PEsticide Leaching MOdel*) e MACRO.

Il primo è un modello di tipo funzionale che presenta una trattazione semplificata del flusso idrico e del trasporto dei soluti, richiedendo un numero contenuto di dati. Esso definisce le variazioni della concentrazione del soluto e del contenuto idrico e non le velocità di variazione e pertanto richiede fattori di capacità, come ad esempio il contenuto idrico alla capacità di campo, piuttosto che fattori di velocità, come ad esempio la conduttività idraulica. Il trasporto dell'acqua viene simulato con un modello di tipo capacitivo, in base alle costanti idrologiche del terreno (capacità di campo e punto di appassimento); pertanto ogni strato di terreno trattiene acqua fino alla capacità di campo dopodiché l'acqua passa nello strato sottostante. All'interno di ogni strato restano omogenei i diversi parametri della simulazione quali umidità del terreno, densità del terreno, concentrazione del fitofarmaco e per ogni giorno di simulazione tutti i parametri vengono ricalcolati. Oltre al flusso dell'acqua, il modello simula il trasporto del fitofarmaco basandosi sull'equazione di convezione-dispersione e molti altri processi quali erosione, ruscellamento, evapotraspirazione, adsorbimento, degradazione, volatilizzazione e assorbimento dell'acqua e del fitofarmaco da parte delle piante.

Il secondo è un modello di tipo meccanicistico che simula il flusso idrico con l'equazione di Richards che porta a valutare la velocità istantanea di cambiamento del contenuto idrico e quindi a definire anche la velocità della variazione della concentrazione di un soluto in risposta a variazioni della velocità degli altri processi, quali convezione, diffusione, degradazione e assorbimento. Per questo motivo esso richiede un numero maggiore di in-

put. Il modello inoltre tiene conto dell'effetto di flussi preferenziali sul trasporto dei soluti, ripartendo il flusso totale in flusso nei micropori e flusso nei macropori. Nella simulazione l'irrigazione è automatica ed avviene quando il deficit idrico nel terreno supera il deficit idrico critico richiesto dal modello ed è eseguita apportando un volume di acqua pari al 90% del deficit.

Per trasferire i risultati delle simulazioni a scala di bacino si è adottata la tecnica del *metamodello* associata ad un kriging ordinario. Allo scopo i risultati delle simulazioni sono stati correlati al contenuto di sostanza organica dei terreni, dopo aver preliminarmente valutato ed escluso altri parametri come tessitura, densità apparente, pioggia. L'equazione così ottenuta è stata utilizzata per calcolare i risultati per tutti gli altri profili. Quindi dai 51 punti con diversa quantità di soluto lisciviata si è proceduto ad una interpolazione con la tecnica del kriging ordinario, utilizzando un modello lineare, per creare una mappa con una griglia di 50 metri che è stata utilizzata per ottenere la carta di vulnerabilità, dopo aver parametrizzato i dati nella scala della legenda.

Risultati e discussione

Il primo anno di simulazione è stato utilizzato esclusivamente per una migliore definizione delle condizioni iniziali di contorno per il secondo anno, con particolare riferimento a quelle del flusso idrico. Pertanto i risultati delle simulazioni per quanto riguarda il bilancio di massa dei fitofarmaci si riferiscono a 9 anni di simulazione. Tali risultati per i 7 fitofarmaci considerati sono riportati nelle Tabelle 6 e 7.

Il processo che in generale risulta prevalente per tutti i fitofarmaci è quello della degradazione, ad esclusione del teflutrin simulato con il PELMO per il quale risulta prevalente la volatilizzazione, fenomeno peraltro non simulato dal MACRO. La lisciviazione al di sotto del profilo del terreno interessa soltanto due fitofarmaci: il metalaxyl (fino all'1% lisciviato nel terreno n° 5 quando simulato con il MACRO, fino allo 0,2% nello stesso terreno simulato con il PELMO). Essendo il caso del metalaxyl simulato con il MACRO quello a maggior rischio, almeno per quanto riguarda la situazione esaminata in questo lavoro, la mappa di vulnerabilità degli acquiferi per la zona considerata, è stata realizzata a partire dai dati di lisciviazione di questo fitofarmaco nei 9 anni considerati.

Tabella 6 – Bilancio di massa dei fitofarmaci simulato con il PELMO in ogni profilo considerato (dati in % rispetto all'applicato, media annua di 9 anni di simulazione)

profilo n° 1							
processo	MB	ET	DE	PE	MA	ME	TE
degradazione	99,2	99,7	88,9	93,7	85,6	84,1	69,1
ruscellamento	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
lisciviazione	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
volatilizzazione	0,0	0,2	0,0	6,3	0,0	0,0	30,9
ass/diss	0,8	0,0	11,1	0,0	10,1	5,7	0,0
totale	100	100	100	100	95,7	89,8	100
nel profilo	0,0	0,0	0,0	0,0	4,3	10,2	0,0
profilo n° 2							
processo	MB	ET	DE	PE	MA	ME	TE
degradazione	99,1	99,7	88,9	92,0	85,3	84,5	62,8
ruscellamento	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
lisciviazione	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0
volatilizzazione	0,0	0,2	0,0	8,0	0,0	0,0	37,2
ass/diss	0,9	0,0	11,1	0,0	10,3	8,1	0,0
totale	100	100	100	100	95,6	92,7	100
nel profilo	0,0	0,0	0,0	0,0	4,4	7,3	0,0
profilo n° 3							
processo	MB	ET	DE	PE	MA	ME	TE
degradazione	99,1	99,6	88,9	91,2	85,3	84,1	61,4
ruscellamento	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
lisciviazione	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0
volatilizzazione	0,0	0,3	0,0	8,8	0,0	0,0	38,6
ass/diss	0,9	0,0	11,1	0,0	10,8	8,7	0,0
totale	100	100	100	100	96,1	92,9	100
nel profilo	0,0	0,0	0,0	0,0	3,9	7,1	0,0
profilo n° 4							
processo	MB	ET	DE	PE	MA	ME	TE
degradazione	99,0	99,6	88,9	89,5	85,3	82,1	56,2
ruscellamento	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
lisciviazione	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0
volatilizzazione	0,0	0,3	0,0	10,5	0,0	0,0	43,8
ass/diss	1,0	0,0	11,1	0,0	10,7	10,5	0,0
totale	100	100	100	100	96,4	92,8	100
nel profilo	0,0	0,0	0,0	0,0	4,0	7,2	0,0
profilo n° 5							
processo	MB	ET	DE	PE	MA	ME	TE
degradazione	98,7	99,2	88,9	80,8	85,3	75,6	39,0
ruscellamento	0,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0
lisciviazione	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0
volatilizzazione	0,0	0,6	0,0	19,2	10,4	0,0	61,0
ass/diss	1,3	0,0	11,1	0,0	0,0	16,5	0,0
totale	100	100	100	100	95,7	92,8	100
nel profilo	0,0	0,0	0,0	0,0	4,3	7,2	0,0

MB = metobromuron; ET = ethoprophos; DE = deltametrina; PE = pendimethalin; MA = mancozeb; ME = metalaxyl; TE = teflutrin; ass/diss = assorbimento e dissipazione da parte delle piante.

Tabella 7 – Bilancio di massa dei fitofarmaci simulato con il MACRO in ogni profilo considerato (dati in % rispetto all'applicato, media annua di 9 anni di simulazione)

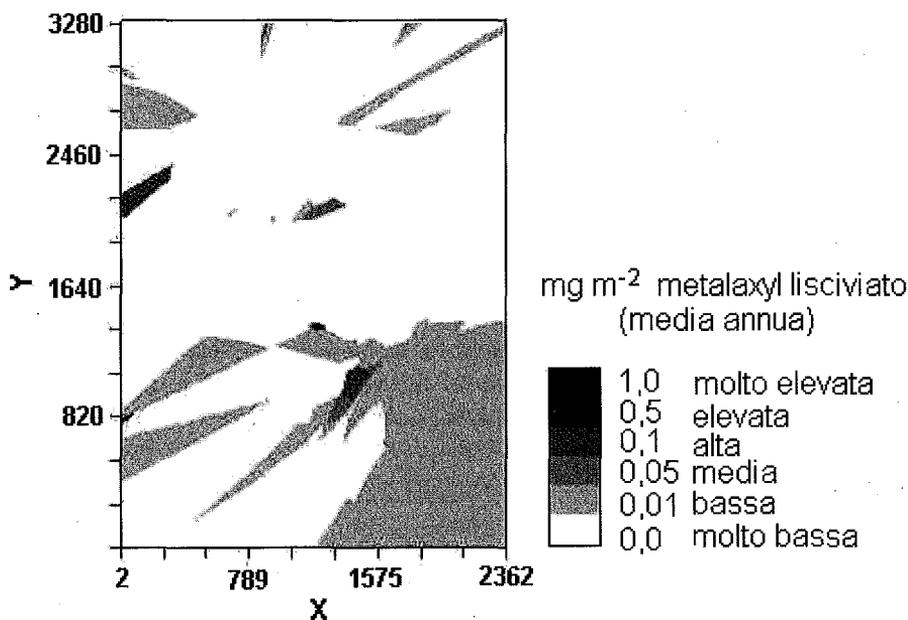
profilo n° 1							
processo	MB	ET	DE	PE	MA	ME	TE
degradazione	99,8	99,0	94,3	99,0	96,5	99,8	98,6
ruscellamento	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
lisciviazione	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
ass/diss	0,0	0,0	4,3	0,0	1,9	0,2	1,2
totale	99,8	99,0	98,6	99,0	98,4	100	99,8
nel profilo	0,2	1,0	1,4	1,0	1,6	0,0	0,2
profilo n° 2							
processo	MB	ET	DE	PE	MA	ME	TE
degradazione	99,1	99,1	90,9	99,2	96,2	98,1	98,3
	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
lisciviazione	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
ass/diss	0,0	0,0	8,2	0,0	2,6	1,4	1,2
totale	99,1	99,1	99,1	99,2	98,8	99,5	99,5
nel profilo	0,9	0,9	0,9	0,8	1,2	0,47	0,5
profilo n° 3							
processo	MB	ET	DE	PE	MA	ME	TE
degradazione	99,8	99,7	83,6	95,4	93,5	94,0	97,6
ruscellamento	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
lisciviazione	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0
ass/diss	0,0	0,0	14,0	0,0	4,0	4,0	1,2
totale	99,8	99,7	97,6	95,4	97,5	98,9	98,8
nel profilo	0,2	0,3	2,4	4,6	2,5	1,1	1,2
profilo n° 4							
processo	MB	ET	DE	PE	MA	ME	TE
degradazione	99,9	99,2	83,3	99,2	88,2	95,2	98,6
ruscellamento	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
lisciviazione	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0
ass/diss	0,0	0,0	14,0	0,0	6,4	1,6	0,8
totale	99,9	99,2	97,3	99,2	94,6	97,3	99,4
nel profilo	0,1	0,8	2,7	0,8	5,4	2,7	0,6
profilo n° 5							
processo	MB	ET	DE	PE	MA	ME	TE
degradazione	99,7	99,6	83,1	94,7	93,5	94,2	97,4
ruscellamento	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
lisciviazione	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	0,0
ass/diss	0,0	0,0	14,1	0,0	6,4	4,7	1,7
totale	99,7	99,6	97,2	94,7	99,9	99,9	99,2
nel profilo	0,3	0,4	2,8	5,3	0,1	0,1	0,8

MB = metobromuron; ET = ethoprophos; DE = deltametrina; PE = pendimethalin; MA = mancozeb; ME = metalaxyl; TE = teflutrin; ass/diss = assorbimento e dissipazione da parte delle piante.

Come accennato nella sezione Materiali e Metodi, il metodo del *metamodello* consiste nel correlare i risultati del lisciviato con la proprietà del terreno che maggiormente influenza la lisciviazione. Da lavori precedenti (Del Re e Trevisan., 1993; Tiktak, 1999) e da calcoli effettuati su questo specifico caso (non riportati) risulta che la proprietà del terreno a cui il lisciviato risulta maggiormente correlato è il contenuto di carbonio organico. Il modello di regressione lineare è stato applicato ai dati del logaritmo decimale del lisciviato rispetto al contenuto di carbonio organico. I dati utilizzati sono 45 in quanto sono stati considerati come repliche i 9 anni di simulazione; in questo modo si hanno 45 casi a nove a nove con lo stesso contenuto di carbonio organico.

La correlazione è risultata significativa con una significatività del 95% e l'equazione risultante [$\text{Log(Lisc)} = 0,9564 - 2,8173 \text{ OC}\%$] è stata utilizzata per il calcolo del lisciviato nei restanti 46 (51-5) profili di cui era noto il contenuto in carbonio organico. Con la tecnica del kriging è stata costruita la mappa di vulnerabilità per il metalaxyl riportata in Figura 1.

Figura 1 - Mappa di vulnerabilità da metalaxyl dell'area di Città di Castello
(1 punto in scala corrisponde a 50 metri)



Come si può notare il rischio di contaminazione della falda risulta notevolmente basso, in quanto la vulnerabilità dell'intera area ricade in gran parte nelle categorie "bassa" e "molto bassa". Se si considera che la rap-

presentazione cartografica si riferisce al fitofarmaco maggiormente lisciviato con il modello che simula la più alta lisciviazione, tutti gli altri casi risulteranno migliori. In queste condizioni si può quindi concludere che, nel caso specifico dell'Alta Valle del Tevere, il rischio di contaminazione delle falde da fitofarmaci utilizzati nella coltura del tabacco è basso e, più in generale, si può notare come l'uso di un modello rispetto ad un altro può portare a risultati molto diversi e le implicazioni che ne derivano sono molto rilevanti. Resta quindi un punto di fondamentale importanza quello della scelta dei modelli da adottare per la valutazione di rischio nelle diverse zone dell'Europa (Boesten *et al.*, 1999).

Riferimenti bibliografici

- BOESTEN J.J.T.I., JONES R. L., BUSINELLI M., DELMAS A.-B., GOTTESBUREN B., HANZE K., JARVIS T., KLEIN M., VAN DER LINDEN A. M. A., MAIER W.-M., REKOLAINEN S., RESSELER H., STYCZEN M., TRAVIS K., VANCLOOSTER M. (1999). The development of FOCUS scenarios for assessing pesticide leaching to groundwater in EU registration. In: *Human and Environmental Exposure to Xenobiotics* (A. A. M. Del Re, C. Brown, E. Capri, G. Errera, S. P. Evans, M. Trevisan eds.), La Goliardica Pavese, Pavia, 795-808.
- DEL RE A.A.M., TREVISAN M. (1993). Testing models of the unsaturated zone. In: Del Re A.A.M., Capri E., Evans S.P., Natali P., Trevisan M. (ed.) *Atti del IX Symposium Pesticide Chemistry "Degradation and mobility of Xenobiotics"* Piacenza, 11-13 October 1993, Edizioni Biagini, Lucca, 5-31.
- JARVIS N. J. (1994). The MACRO model (version 3.1). Technical description and sample simulation. Report and dissertation 19. Department of Soil Science, Swedish university of Agricultural Science. Uppsala, Sweden.
- JENE B. (1998). PELMO - Pesticide Leaching Model, Version 3.0, SLFA Neustadt, Department of Ecology, D-67435 Neustadt.
- MECELLA G., SCANDELLA P., DI BLASI N., PIERANDREI F., BIONDI F.A. (1986). Land classification ed aspetti climatici del territorio dell'Alta Valle del Tevere. *Annali Istituto Sperimentale per la Nutrizione delle Piante*, Volume XIII, Roma.
- NICHOLLS P. H. (1994). PETE - Physico-chemical Evaluation: The Environment-expert system for pesticide preregistration assessment. *Proceedings BCPC, Pest and Diseases*, Brighton, UK, 1337-1342.
- TIKTAK A. (1999). *Model non-point source pollutant in soil*. Ph.D. Thesis. University of Amsterdam, pag.233.
- TREVISAN M. (1997). Registrazione di prodotti fitosanitari e pianificazione territoriale con l'uso di modelli matematici. *L'Informatore Agrario* 47/97, 79-81.
- TREVISAN M., CAPRI E., GHEBBIONI C. (1991). L'uso di indici per prevedere la contaminazione delle acque. *Acqua Aria* 9: 863-874.
- TREVISAN M., VISCHETTI C., CAPRI E., MARINI M., ERRERA G. (1998). Scenario effects on pesticides environmental dissipation: field and modelling trials. *Fresenius Environmental Bulletin*, 7 (11a/12a): 972-979.
- VISCHETTI C., MARINI M., BUSINELLI M., TREVISAN M., CAPRI E., DEL RE A. A. M., DONNARUMMA L., CONTE E., IMBROGLINI G. (1997). Characterization of spatial variability structure in three separate field trials on pesticide dissipation. *Pestic. Sci.*, 50, 175-182.
- VISCHETTI C., SCARPONI L., PERNIOLA M., TARANTINO E. (1998). Field and lysimeter study on the leaching of bromide ion and the herbicides imazethapyr and bentazone in a clay loam soil in southern Italy. *Fresenius Environmental Bulletin*, 7 (7a/8a): 641-648.

SIMULAZIONE DELLA LISCIVIAZIONE DEI NITRATI DA TERRENI LIQUAMATI IN LISIMETRI: VALUTAZIONE DEL MODELLO SOILN

Rosa Marchetti (*), Pasquale Spallacci (*), Gilda Ponzoni (**)

(*) Istituto Sperimentale Agronomico
Sezione ricerche agronomiche applicate all'ambiente settentrionale, Modena
Viale Caduti in Guerra, 134 - 41100 Modena

(**) Consulente, Regione Emilia Romagna, Ufficio Pedologico
Viale Silvani 4/3- 40122 Bologna

Introduzione

I modelli agroambientali rappresentano strumenti potenti di previsione per applicazioni di pianificazione territoriale, qualora ne sia dimostrata l'adeguatezza a riprodurre le caratteristiche dei sistemi reali che si vogliono simulare. Il modello MACRO, sviluppato per simulare il flusso idrico e il trasporto dei soluti in suoli con macropori (Jarvis, 1994), è stato recentemente accoppiato a SOILN, modello per la simulazione della dinamica dell'azoto nel terreno coltivato (Johnsson *et al.*, 1987), al fine di quantificare gli effetti del flusso idrico nei macropori sulla lisciviazione dei nitrati da terreni strutturati (Larsson e Jarvis, 1999). Questa combinazione è parsa particolarmente idonea a rappresentare i sistemi reali più diffusi nel bacino padano, includenti suoli di tipo vertico con macropori, ed è stata quindi adottata, nell'ambito del progetto SINA (Sistema Informativo Nazionale Ambientale - Carta pedologica in aree a rischio ambientale), per stimare la capacità protettiva del suolo nei confronti degli inquinanti e, in particolare, il rischio di lisciviazione dei nitrati legato alla fertilizzazione delle colture.

Obiettivo di questo lavoro è stato una prima valutazione delle capacità del modello SOILN di simulare la lisciviazione dei nitrati da terreni diversi, soggetti a spandimento di dosi crescenti di N da liquame suino. I risultati della valutazione della componente idrologica (modello MACRO) per la simulazione della percolazione sono stati riportati in altra sede (Marchetti *et al.*, 1999a).

Materiali e metodi

L'esperimento. I dati qui utilizzati per fini modellistici sono stati raccolti in prove condotte in lisimetri presso l'Istituto Sperimentale Agronomico (ISA) negli anni 1976-1979 a Modena (Spallacci e Boschi, 1980). La sequenza di colture è stata: sorgo da foraggio, loiessa, mais, frumento tenero, mais da foraggio e sorgo da granella (Tab. 1). Le perdite di N-NO₃ per lisciviazione sono state misurate per quattro tipi di suolo (Tab. 2): argilloso-limoso, SiC; franco-sabbioso, SL; franco, L (classificazione USDA); e sabbia grossolana, S, in combinazione fattoriale con 4 dosi crescenti di liquame, con tre repliche. I dati di clima sono stati raccolti alla stazione meteo posta di fianco ai lisimetri.

Tabella 1. Colture, dosi di N da liquame e numero di spandimenti per coltura. Per ogni suolo era previsto un controllo non liquamato (dose 0).

Coltura	Data di semina	Data di raccolta	Dose di N da liquame ⁽¹⁾ (g N m ⁻²)			N.ro di spandimenti
			1	2	3	
			Sorgo da foraggio	06/05/76	06/09/76	
Loiessa	11/09/76	15/04/77	0	0	0	0
Mais	28/04/77	27/09/77	21.5	43.0	64.6	3
Frumento	25/10/77	07/07/78	17.9	35.8	54.1	3
Mais da foraggio	12/07/78	13/10/78	12.6	25.1	37.7	1
Sorgo da granella	04/05/79	10/09/79	25.2	50.4	75.9	3
Totale			111	221	333	

⁽¹⁾ Al netto delle perdite di NH₃ per volatilizzazione.

Tabella 2. Valori misurati (Spallacci e Boschi, 1980) di alcune proprietà dei suoli a confronto. (argilloso-limoso, SiC; franco-sabbioso SL; franco, L; sabbia, S).

Suolo	Argilla %	Limo %	C organico g kg ⁻¹	N Kjeldahl g kg ⁻¹	γ Mg m ⁻³	K _s mm h ⁻¹	θ_w m ³ m ⁻³	θ_b m ³ m ⁻³
SiC	41.6	49.7	9.7	1.44	1.25	190	0.28	0.43
SL	15.8	33.2	7.0	1.11	1.26	161	0.17	0.27
L	10.9	43.8	9.3	1.25	1.32	207	0.16	0.29
S	1.2	20.6	0.3	0.10	1.45	2010	0.02	0.03

γ , massa volumica apparente; K_s, conducibilità idraulica satura; θ_w , volume idrico a -1500 kPa; θ_b , volume idrico a -33 kPa (a -10kPa, nel caso della sabbia).

Le simulazioni. Il modello SOILN, nella versione abbinata a MACRO - e analogamente a quest'ultimo - non simula la crescita della coltura guidata dalle variabili climatiche. L'assorbimento di N da parte della

coltura è quindi calcolato secondo una funzione logistica, descritta da 3 parametri, e dipende dalla disponibilità di N minerale negli strati dove è stata specificata la presenza di radici. La calibrazione dei parametri per l'assorbimento dell'N è stata fatta adeguando l'asportazione di N simulata (da biomassa epigeica + radici) a quella misurata in condizioni di N non limitante (da biomassa rimossa alla raccolta), aumentata del 25% per tener conto dell'N dei residui colturali non asportati. I valori dei parametri utilizzati per la simulazione delle trasformazioni azotate sono quelli suggeriti dagli sviluppatori del modello. La rappresentazione del trasporto dei soluti e della lisciviazione, così come la ripartizione dei soluti tra i due domini di flusso, macro- e micropori, in SOILN, dipendono dalla simulazione del flusso idrico in MACRO. Poiché il modello non simula le perdite di ammoniaca per volatilizzazione, le emissioni ammoniacali da liquame sono state stimate sulla base di misure effettuate in campo (Marchetti *et al.*, 1999b) e detratte all'input di azoto ammoniacale da liquame.

Risultati e discussione

Per verificare la capacità di simulazione della lisciviazione di N è stato previamente necessario calibrare l'assorbimento di N da parte della coltura. Questa calibrazione ha consentito di ottenere una buona correlazione tra misure e stime dell'N asportato dalla biomassa epigeica ($r=0.95$, con $n=96$). Lo scostamento maggiore tra valori osservati e predetti si è avuto nel caso del sorgo, sia da granella, sia da foraggio (Fig. 1). Il modello ha in genere lievemente sottostimato l'asportazione complessiva di N da parte della coltura, in particolare per le tesi non liquamate (Tab. 3).

Il modello ha in genere sottostimato la lisciviazione di $N-NO_3$ mensile, cumulata per tutto il periodo di prova, alle dosi di N da liquame più basse; l'ha invece sovrastimata, alla dose più elevata (Tab. 3). La sovrastima è stata maggiore per il suolo argilloso-limoso e per la sabbia.

In Figura 2 è riportato l'andamento temporale della lisciviazione mensile per il suolo franco. Il coefficiente r , indice del grado di associazione tra misure e stime, relativo alla lisciviazione mensile prodotta con dosi diverse di N, è variato tra 0.76 e 0.88 ($n=48$, per ogni tesi).

La lisciviazione (così come la percolazione, Marchetti *et al.*, 1999a) si è verificata prevalentemente dai macropori, nel suolo argilloso-limoso e nella sabbia; dai micropori, nei suoli franco-sabbioso e franco (Fig. 3). La dose di N ha avuto un'influenza minima sulla ripartizione dell'N lisciviato tra i due domini di flusso.

Figura 1 Asportazione di N da parte delle colture: valori osservati e predetti. Sf, sorgo da foraggio; L, loiessa; M, mais; F, frumento; Mf, mais da foraggio; S, sorgo da granella.

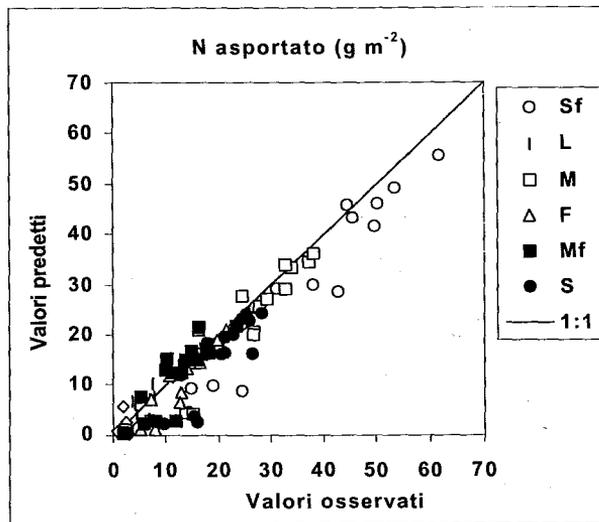


Tabella 3 Asportazione di N da parte delle colture e lisciviazione di $N-NO_3$ (valori cumulati per il quadriennio 1976-79), per dosi crescenti di N da liquame distribuite su 4 tipi di suolo (argilloso-limoso, SiC; franco-sabbioso, SL; franco, L; sabbia, S). Valori osservati, O; predetti, P.

Suolo	Dose di N	Asportazione di N ($g\ m^{-2}$)		Lisciviazione di $N-NO_3$ ($g\ m^{-2}$)	
		O	P	O	P
SiC	0	45	19	8	5
SiC	1	98	88	14	9
SiC	2	132	126	23	31
SiC	3	149	139	44	91
SL	0	82	21	10	8
SL	1	130	91	13	10
SL	2	150	146	34	21
SL	3	184	167	56	82
L	0	68	26	10	9
L	1	119	104	22	13
L	2	152	149	56	41
L	3	163	156	94	113
S	0	14	4	8	12
S	1	65	63	14	17
S	2	91	101	53	50
S	3	121	107	68	123

Figura 2. Lisciviazione mensile di nitrati da suolo franco, nel periodo 1976-1979, misurata (linea spessa) e predetta (linea sottile) dal modello SOILN per dosi crescenti di N da liquame suino.

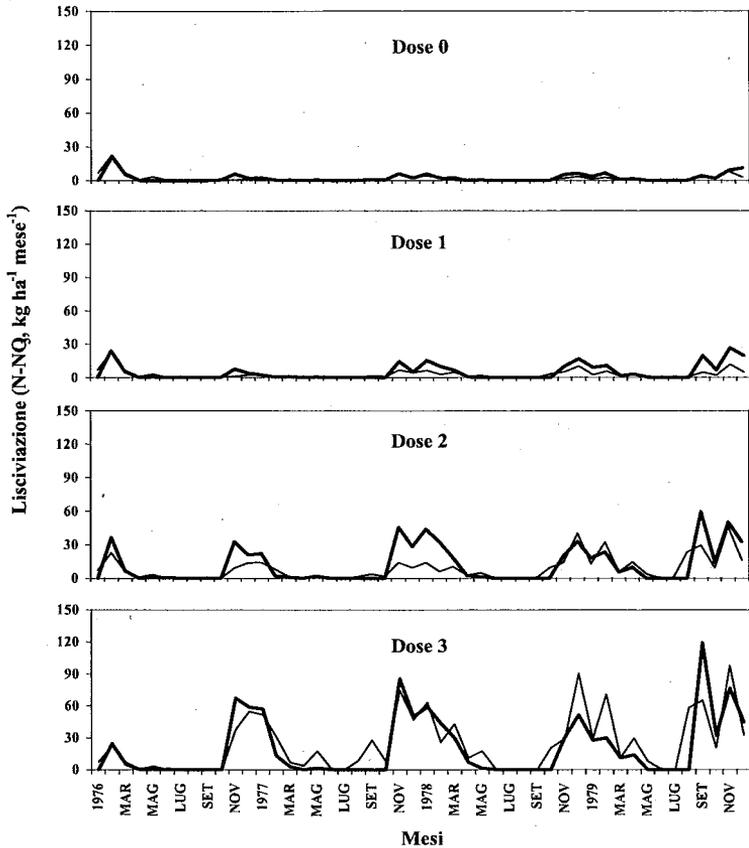
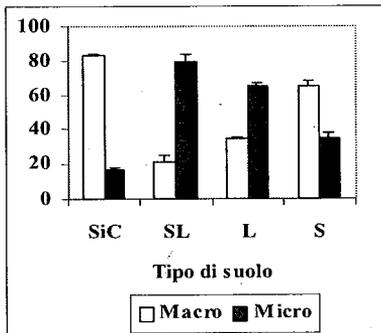


Figura 3. Influenza del tipo di suolo sulla ripartizione percentuale tra macro- e micropori dell'N lisciviato cumulato (le barre rappresentano la deviazione standard dovuta alla dose di N, n=4).



Possibili cause degli errori di stima rilevati sono da ricondurre a una non corretta simulazione dei processi idrologici, in MACRO, e all'attribuzione di valori inadeguati ai parametri delle trasformazioni microbiche.

Bibliografia

- JARVIS N (1994). The MACRO model (Version 3.1). "Technical description and sample simulations". *Reports and Dissertations* 19, Dept. Soil Sci., SLU, Uppsala, Sweden.
- JOHANSSON H., BERGSTRÖM L., JANSSON P.E., PAUSTIAN K. (1987). Simulated nitrogen dynamics and losses in a layered agricultural soil. *Agric. Ecosystems Environ.* 18:333-356.
- LARSSON M.H., JARVIS N.J. (1999). A dual-porosity model to quantify macropore flow effects on nitrate leaching. *J. Environ. Qual.*, 28:1298-1307.
- MARCHETTI R., PONZONI G., SPALLACCI P., CEOTTO E., UNGARO F., CALZOLARI C. (1999a). Simulating water flow in areas at environmental risk with the MACRO model. Model evaluation with data from lysimeter studies. Proc. SISS Intern. Congr. "Soil vulnerability and sensitivity", Firenze, 18-21 ottobre 1999.
- MARCHETTI R., SPALLACCI P., PAPINI R. (1999b). Confronto tra l'irrigazione e concimazione azotata al mais in terreno argilloso: bilancio dell'azoto. *Riv. Agron.*, 33:14-22.
- SPALLACCI P., BOSCHI V. (1980). "Spreading of pig and cattle slurries on arable land: lysimeter and field experiments". In: J.K.R. Gasser (Ed.) *Effluents from livestock*, Applied Science Publ. Ltd, Barking (Essex), pp. 241-275.

Ringraziamenti

Questa ricerca, coordinata e parzialmente finanziata dalla Regione Emilia-Romagna, Ufficio Pedologico, è stata svolta nell'ambito del progetto SINA in collaborazione con l'IGES-CNR di Firenze (dott.ssa C. Calzolari e dr. F. Ungaro).

ANALISI GEOSTATISTICA E FUZZY PER LA DESCRIZIONE DELLA VARIABILITÀ TERRITORIALE SULLA BASE DELLA TESSITURA DEI SUOLI

Dario Sacco, Laura Zavattaro

Dipartimento Agronomia, Selvicoltura e Gestione del Territorio
Via Leonardo da Vinci, 44 - 10095 Grugliasco (TO)

Riassunto

Le tecniche di analisi geostatistica e fuzzy logic sono tra le più utilizzate per analizzare e descrivere i dati territoriali ai fini della modellizzazione dei flussi di acqua e soluti su ampia scala. In questo lavoro, un dataset di 165 dati relativo al contenuto di argilla del suolo, campionato con maglia regolare su una superficie totale di 13000 ha, è stato analizzato con le tecniche geostatistica e fuzzy clustering. I risultati sono poi stati confrontati con la mappa pedologica del sito. I dati presentavano una marcata anisotropia nelle direzioni parallela e ortogonale agli assi di deposizione fluviale, chiaramente individuata dai semivariogrammi sperimentali lungo le due direzioni. Tale anisotropia corrispondeva alle caratteristiche dei suoli segnalate dalla carta pedologica. Le classi di suoli individuate con il metodo del fuzzy clustering hanno evidenziato debolmente l'anisotropia e non sono risultate in relazione con le unità pedologiche dell'area. Pertanto, i valori puntuali o medi del contenuto di argilla dei suoli non sono risultati in accordo con le osservazioni pedologiche, ma la varianza dei dati ha mostrato con chiarezza la struttura della deposizione di sedimenti ad opera dei corsi d'acqua. Viene discussa infine la stabilità delle tecniche analizzate alla variazione del numero dei dati.

Introduzione

La relativamente recente disponibilità di software capaci di gestire database georeferenziati (GIS software) ed il loro ancora più recente accoppiamento con modelli deterministici per la predizione dei flussi di acqua e soluti consentono di trattare ed utilizzare l'informazione della variabilità

spaziale dei dati per ottenere valutazioni a scala territoriale della vulnerabilità ambientale dei suoli e delle pratiche agricole. La conoscenza della struttura spaziale dei dati si rende necessaria poiché, come dimostrato più volte in letteratura (per esempio Addiscott *et al.*, 1995), le relazioni globali che legano la parametrizzazione dei modelli deterministici ed i loro output spesso sono di tipo non lineare, ed in molti casi neppure descrivibili con semplici equazioni.

Ciò significa, in pratica, che data una relazione tra dati in input e output, un semplice incremento della varianza della popolazione di input restituisce uno spostamento del valore centrale della distribuzione dei valori di output (Addiscott, 1993). A fianco quindi di un'analisi di sensibilità dell'algoritmo per valutarne la risposta intrinseca, e di un'analisi dell'incertezza per valutare la propagazione dell'errore, occorre applicare strumenti capaci di restituire una indicazione relativa alla omogeneità, alla variabilità ed alla struttura spaziale dei dati di input. Tale indagine può essere condotta facendo ricorso a tecniche di analisi quali la geostatistica e la fuzzy logic.

Numerosi sono gli esempi di applicazione della geostatistica alle proprietà dei suoli in connessione con informazioni di tipo pedologico (ad esempio Trangmar *et al.*, 1985; Stein, 1994), mentre meno numerosi sono ancora gli esempi di applicazione dei criteri della fuzzy logic nelle classificazioni dei suoli (Van Ranst *et al.*, 1996; Burrough, 1997). Recentemente si è tentata anche una congiunzione delle due tecniche (Bardossy *et al.*, 1989).

Il presente lavoro ha come obiettivo quello di valutare la capacità di geostatistica e fuzzy clustering di evidenziare la struttura spaziale dei suoli in un ampio territorio partendo da informazioni relative alla sola tessitura dei suoli (quindi estremamente semplificate) e a testare la loro robustezza a seguito di una riduzione del numero di siti di rilievo a disposizione.

Materiali e metodi

Set di dati utilizzato

Il set di dati utilizzato nel presente lavoro riguarda il contenuto di argilla del suolo nello strato 0-120 cm. I dati sono riportati nel Piano Regolatore della Città di Fossano (CN), allegato A: "Metodologia per la classificazione dell'idoneità allo spandimento agronomico" e derivano da un campionamento sistematico di tutto il territorio comunale con maglia quadrata di lato 1000 m ed infittita in alcune zone con punti posti sul baricentro

dei quadrati, per un totale di 165 punti su di una superficie di circa 13000 ha. Lo schema dei siti di rilievo è riportato in Figura 1 (*Appendice Tav. 20*).

L'area è situata in una pianura alluvionale attraversata da numerosi corsi d'acqua. I due fiumi principali Stura e Maira percorrono i margini dell'area in direzione SW-NE, risultando pertanto paralleli ad una delle diagonali dei quadrati della maglia di campionamento principale. Nella stessa Figura 1 sono riportate le unità pedologiche, distinte a livello di serie, di una parte dell'area oggetto di studio (IPLA, dati provvisori 1999). Delle sei unità pedologiche individuate, una è un alfisuolo, tre sono inceptisuoli e due mollisuoli.

Il dataset di 165 punti (set completo) è stato poi ridotto a soli 67 (set ridotto) mediante un diradamento regolare a quadrati di 2000 m di lato, per saggiare la robustezza delle tecniche di analisi al variare del numero di punti considerato.

Trattamento statistico dei dati

La variabile "contenuto di argilla nel suolo" è stata trattata come normalmente distribuita. In realtà si tratta di un dato percentualizzato e con valori solo positivi, quindi a priori non può avere una distribuzione normale, tuttavia le trasformazioni che vengono comunemente utilizzate in questi casi, quella logaritmica (Legacherie *et al.*, 1997) e quella in arcoseno della proporzione (Camussi *et al.*, 1995), non hanno permesso di normalizzare i dati. Il test di normalità (Kolmogorov-Sminorv) ha evidenziato che la distribuzione dei dati di argilla è comunque ai limiti della normalità: $p=0.066$ per il dataset completo, $p = 0.058$ per il dataset ridotto.

Analisi geostatistica

Il semivariogramma sperimentale è stato calcolato sia considerando insieme tutte le direzioni sul piano, sia nelle direzioni degli assi principali di anisotropia, con tolleranza angolare pari a $\pm 22.5^\circ$ rispetto alla direzione prescelta.

Il modello di semivariogramma per tutte le direzioni è stato scelto con il criterio di minimizzare l'AIC (Akaike, 1973), un indice composto che tiene conto sia della somma degli scarti al quadrato del modello rispetto ai punti, sia del numero di parametri della funzione. La somma degli scarti è stata calcolata senza pesare sul numero dei punti.

I software utilizzati sono stati Geoeas e Surfer.

Analisi fuzzy

L'analisi fuzzy è stata utilizzata al fine di classificare i dati in modo continuo in differenti tipologie di suolo (in questo caso con unico riferimento alla percentuale di argilla), attraverso la funzione di appartenenza, o membership function (m_F). Successivamente, si è tenuto conto della posizione di ciascun punto per analizzare la distribuzione delle diverse classi sul territorio.

Il metodo utilizzato per la fuzzy cluster è quello C-means. Il metodo consente di impostare a priori il numero delle classi, che è stato scelto pari a 3 (numero delle unità pedologiche a livello di ordini) e pari a 6 (numero delle unità pedologiche a livello di serie). Il coefficiente di fuzzificazione è stato posto uguale a 1.5.

Per le elaborazioni si è utilizzato il software Syntax.

Risultati e discussione

Distribuzione della variabile sul territorio

Il solo contenuto di argilla non differenzia tra loro i diversi suoli. Come mostrato in Tabella 1, infatti, le unità pedologiche sono caratterizzate da valori medi molto simili tra loro e da una dispersione compresa tra il 9% e il 40%.

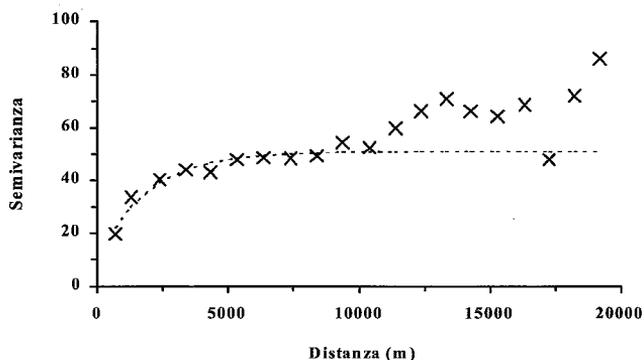
Tab. 1. Tessitura media dei suoli dell'area.

suolo	ordine	n° siti	media				dev. st.		
			sabbia	limo	argilla	sabbia	limo	argilla	
1	alfisuolo	39	50	22	28	6	4	3	
2	inceptisuolo	20	50	22	28	9	5	6	
3	inceptisuolo	5	45	19	36	8	8	14	
4	inceptisuolo	11	46	22	32	9	5	5	
5	mollisuolo	6	47	20	33	5	5	3	
6	mollisuolo	7	45	26	30	9	5	6	

Applicazione della geostatistica

Utilizzando il set completo di dati, il semivariogramma della variabile su tutte le direzioni mostra una struttura complessa, ben definita nel primo tratto ma indicante un nuovo incremento della variabilità dei dati oltre la soglia di 10000 m (Fig. 2).

Fig. 2. Semivariogramma in tutte le direzioni del contenuto di argilla del suolo (set completo). Modello esponenziale, $C_0 = 9.2$, $C_1 = 50.9$, $r = 1889$ m.



La funzione di semivarianza è stata poi calcolata lasciando indipendenti ogni lag ed ogni direzione del semivariogramma, come suggerito in Isaak *et al.* (1989). Anche questa analisi è stata effettuata sul set completo di dati. Non essendoci evidentemente differenza di varianza tra coppie di dati in funzione del verso per ogni direzione considerata, il diagramma appare simmetrico rispetto all'origine. Inoltre, trattandosi di un campionamento a maglia regolare, per ogni lag e per ogni direzione si sono potute mediare più coppie.

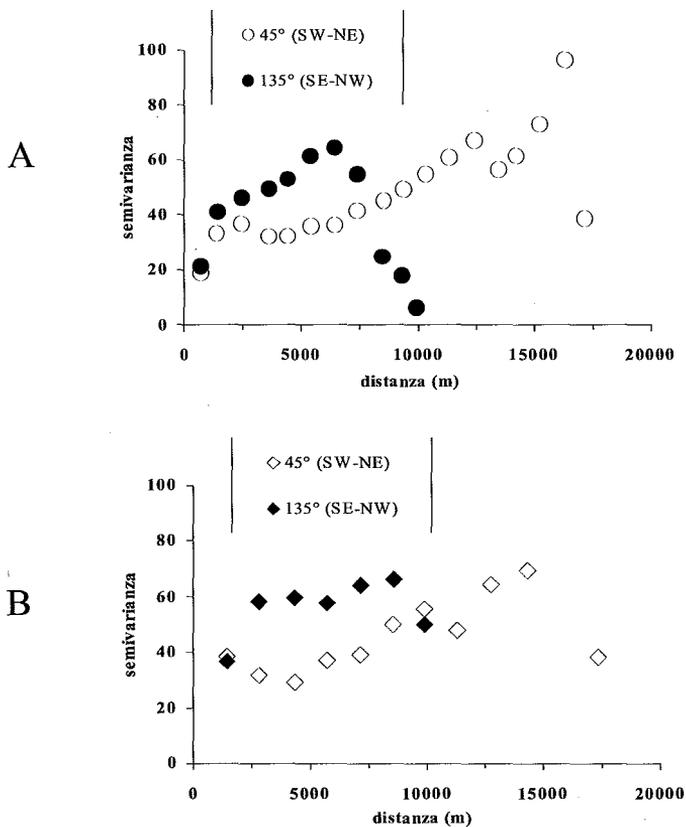
Il risultante grafico, riportato in Figura 3 (*Appendice Tav. 20*), evidenzia la presenza di una anisotropia che appare evidente almeno nei primi 10000 m. Tale anisotropia mostra le sue principali direzioni a 45° e 135° , ovvero in direzioni approssimativamente parallela e perpendicolare all'asse dei due fiumi Stura e Maira. La carta pedologica conferma tale osservazione, infatti mostra unità di suolo allungate e parallele ai corsi d'acqua (Fig. 1 - *Appendice Tav. 20*).

I semivariogrammi per le direzioni 45° (SW-NE) e 135° (SE-NW), riportati in Figura 4A per il set completo di dati, mostrano difatti che lungo la direzione parallela ai fiumi la variabilità è moderata entro i primi 7500 km e poi sempre crescente. Questa osservazione è concorde con un processo di deposizione che è selettivo in funzione del diametro. Lungo la direzione ortogonale ai fiumi, invece, la variabilità è inizialmente crescente, raggiunge un massimo e poi decresce nuovamente, con un andamento abbastanza simmetrico. I minimi della varianza sono separati da una distanza all'incirca uguale a quella che separa i due fiumi. Tale struttura spaziale della variabilità è segno evidente dell'attività di deposizione dei fiumi che ha come risultato una differenziazione del sedimento in fasce parallele all'asse del

fiume stesso (Webster, 1985). L'anisotropia individuata può essere interpretata come di tipo geometrico.

Questa analisi condotta sul set ridotto di dati (Fig. 4B) consente di riconoscere la stessa struttura spaziale dei dati, ma in modo molto meno evidente. In questo caso, pertanto, 67 punti, che rappresentano una risorsa campionaria importante e non facile da ottenere per molte proprietà del suolo, consentirebbero appena di riconoscere la struttura spaziale della variabile in oggetto.

Fig. 4. Semivariogrammi nelle direzioni parallela (45°) e ortogonale (135°) ai fiumi. A, set completo, B, set ridotto.



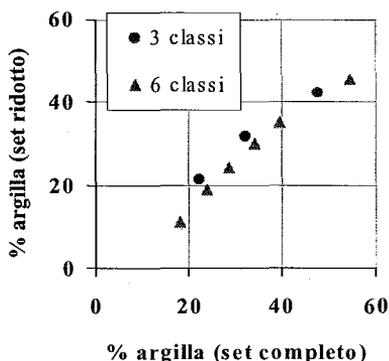
La Figura 5 (*Appendice Tav. 21*), infine, riporta la mappa del contenuto di argilla dei suoli, dopo interpolazione kriging. Per comporla è stato utilizzato il modello di semivariogramma descritto in Figura 3 (*Appendice Tav. 20*), imponendo i parametri per l'anisotropia come risultano in Figura 4.

Applicazioni dell'analisi fuzzy

La tecnica del fuzzy clustering ha permesso di individuare nel dataset le diverse funzioni di appartenenza ad altrettante classi, che sono state scelte pari al numero delle unità pedologiche a livello di ordini (3) o di serie (6). I diagrammi corrispondenti sono riportati in Figura 6 (*Appendice Tav. 22*).

L'individuazione delle classi è risultata robusta al variare del numero di punti utilizzato. Infatti, la Figura 7 mostra che il centroide delle classi è rimasto stabile dopo il diradamento dei punti, sia per 3 che per 6 classi, sebbene una maggiore stabilità possa essere osservata quando le classi considerate sono in numero inferiore. Le classi più estreme, a minore numerosità campionaria, hanno sofferto maggiormente della riduzione del numero dei punti.

Fig. 7. Stabilità dei centroidi delle classi individuate con l'analisi fuzzy al variare del numero dei dati.



La funzione di appartenenza di ogni punto alle diverse classi può essere restituita su una mappa, ma ragioni di chiarezza suggeriscono di considerare "crisp", o univoco, il dato fuzzy, scegliendo una soglia di interesse per le funzioni di appartenenza. La Figura 8 (*Appendice Tav. 23*) mostra, per esempio, la localizzazione delle classi in tutti i punti in cui la funzione di appartenenza supera la soglia di 0.5, per il set completo di dati. Il valore di cut-off è stato scelto uguale a 0.5 poiché è il limite a partire dal quale una sola classe può acquisire tale valore. Sebbene ciò non emerga

chiaramente dalla Figura, anche l'analisi fuzzy permette di riconoscere l'anisotropia della distribuzione del contenuto di argilla dei suoli, sebbene con minore evidenza rispetto alla geostatistica. Infatti, il riconoscimento dell'anisotropia si nota considerando che, nel caso del set completo di dati suddivisi in 6 classi, lungo la diagonale dei quadrati della maglia inclinata a 45°, il 32.2% delle coppie di dati adiacenti appartengono alla stessa classe, mentre se si osserva la diagonale a 135° le coppie di dati adiacenti appartenenti alla stessa classe sono solo il 20.7%. Tale dato rimane stabile anche in seguito alla riduzione dei punti.

La distribuzione delle classi sul territorio, invece, non evidenzia

alcuna relazione con le unità di suolo presenti, né a livello di ordine (Fig. 8A - *Appendice Tav. 23*), né a livello di serie (Fig. 8B - *Appendice Tav. 23*).

Conclusioni

La tessitura del suolo, nel dataset analizzato in questo lavoro come in numerosi altri casi, non fornisce sufficienti informazioni per classificare il territorio in modo conforme alle unità pedologiche presenti. Infatti, anche considerando congiuntamente le percentuali di sabbia e argilla (dati non presentati), la fuzzy cluster non è stata in grado di restituire classi di suolo disposte come le unità pedologiche.

Se i valori puntuali e quelli medi del contenuto in argilla non hanno fornito indicazioni, invece la varianza dei dati, utilizzata in modo diverso da entrambe le tecniche di analisi, ha consentito in entrambi i casi di individuare l'anisotropia dovuta al processo di deposizione fluviale. L'analisi geostatistica ha permesso di quantificare il fenomeno in modo più preciso rispetto al fuzzy clustering, grazie al fatto che utilizza anche l'informazione sulla posizione dei dati, nello studio della loro variabilità.

In ogni caso, la capacità di cogliere la struttura spaziale del set di dati qui analizzato è stata penalizzata dalla riduzione del numero di punti, che anche nel dataset ridotto sono comunque rimasti numerosi.

Ringraziamenti

Gli autori desiderano ringraziare Fabio Petrella, Mauro Piazzì e Igor Boni dell'IPLA - Settore Suolo per aver permesso di utilizzare i dati pedologici, e Carlo Grignani per i preziosissimi commenti nella fase di stesura del lavoro.

Bibliografia

- ADDISCOTT T.M. (1993). Simulation modelling and soil behaviour. *Geoderma*, 60: 15-40.
- ADDISCOTT T.M., SMITH J.U., BRADBURY N.J. (1995). Critical evaluation of the models and their parameters. *J. Environ. Qual.* 24: 803-807.
- AKAIKE H. (1973). Information theory and an extension of maximum likelihood principle. In: "*Second International Symposium on Information Theory*", Ed. B.N. Petrov and F. Csáki, Akadémia Kiadó, Budapest, pp. 267-281.
- BARDOSSY A., BOGARDI I., KELLY W.E. (1989). Geostatistics utilizing imprecise (fuzzy) information. *Fuzzy sets and systems* 31: 311-328.
- BURROGH P.A., van GAANS P.F.M., HOOTSMANS R. (1997). Continuous classification in soil survey: spatial cor-

relation, confusion and boundaries. *Geoderma*, 77: 115-135.

CAMUSSI A., MÖLLER F., OTTAVIANO E., SARI GORLA M. (1995). *Metodi statistici per la sperimentazione biologica*. Ed. Zanichelli, Bologna, 479 pp.

ISAAKS E., SRIVASTAVA R. (1989). *An introduction to applied geostatistics*. Oxford Univ. Press, New York.

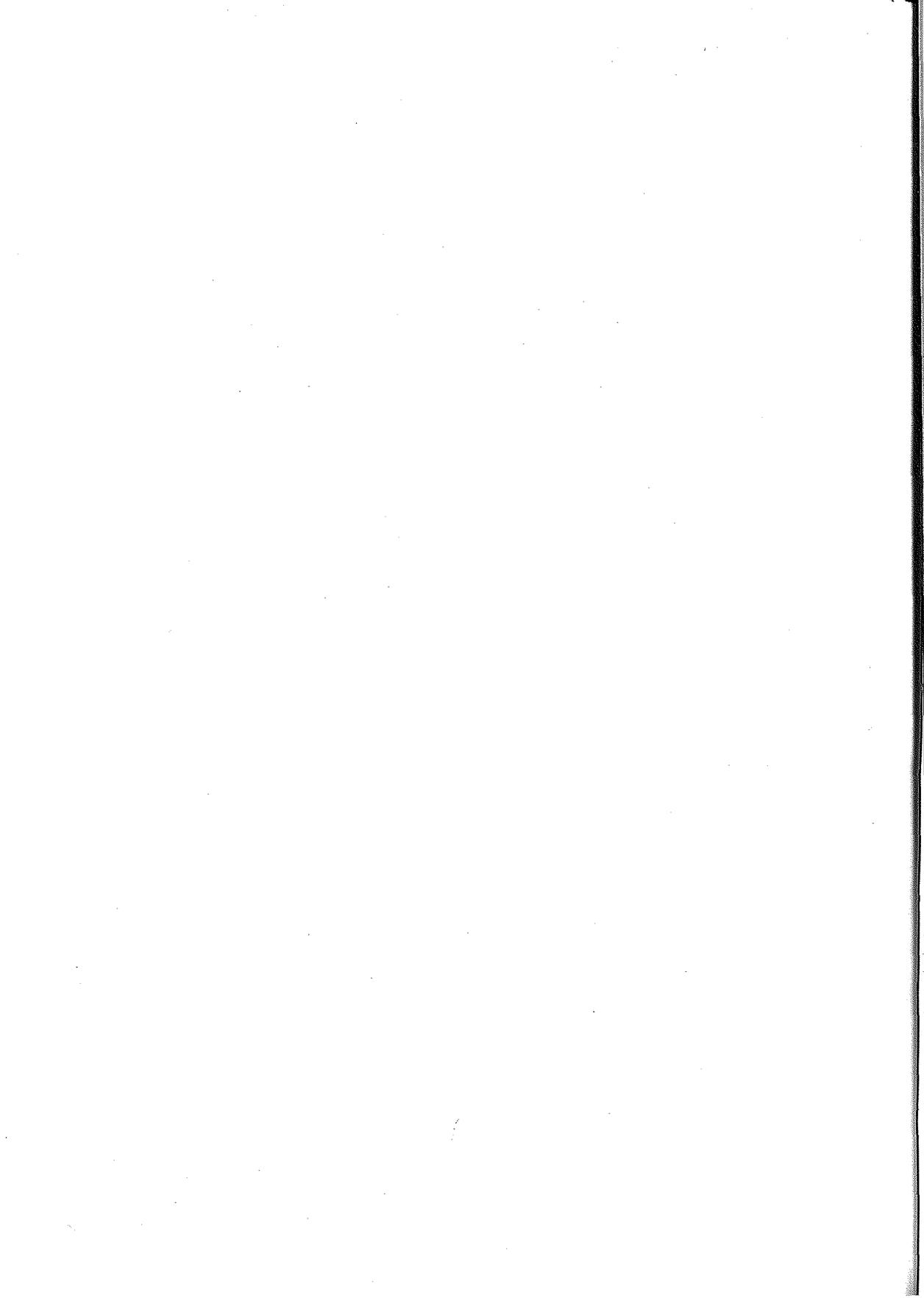
LEGACHERIE P., CAZEMIER D.R., van GAANS P.F.M., BORROUGH P.A. (1997). Fuzzy K-means clustering of fields in an elementary catchment and extrapolation to a larger area. *Geoderma*, 77: 197-216.

STEIN A. (1994). The use of prior information in spatial statistics. *Geoderma*, 62: 199-216.

TRANGMAR B.B., YOST R.S., UEHARA G. (1985). Application of geostatistics to spatial studies of soil properties. *Adv. Agr.* 38: 45-94.

VAN RANST, E., TANG H., GROENEMANS R., SINTHURAHAT S. (1996). Application of fuzzy logic to land suitability for rubber production in peninsular Thailand. *Geoderma*, 70: 1-19.

WEBSTER R. (1985). Quantitative spatial analysis of soil in the field. *Adv. Soil Sci.*, 3: 1-70.



*L'ATTIVAZIONE DI UN SISTEMA INFORMATIVO TERRITORIALE PER I TERRENI DEL PARCO DI MIGLIARINO, SAN ROSSORE, MASSACIUCCOLI**

D. Accogli¹, G. Arrivabene⁵, R. Barsanti¹, P. Belloni³, E. Bonari⁴,
S. Benvenuti³, A. Coli³, M. Ginanni³, L. Gorreri², P. Lotti³,
E. Moscheni³, S. Pampana¹, D. Piccotino¹, R. Risaliti³,
N. Silvestri¹, L. Valentini³

¹ Dipartimento di Agronomia e Gestione dell'Agro-Ecosistema, Università degli Studi di Pisa

² Ente Parco Regionale Migliarino-San Rossore-Massaciuccoli, Pisa

³ Centro Interdipartimentale di Ricerche Agro-Ambientali "Enrico Avanzi",
Università degli Studi di Pisa

⁴ Scuola Superiore di Studi Universitari e di Perfezionamento "S. Anna", Pisa

⁵ ASH srl, Pisa

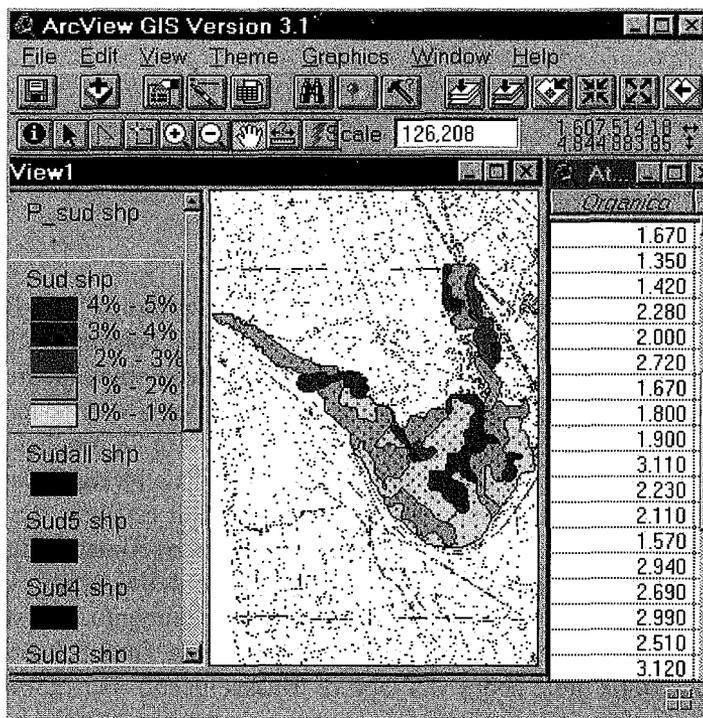
Introduzione

All'interno del Parco Regionale di Migliarino, San Rossore e Massaciuccoli è stata condotta un'indagine territoriale con funzioni di informazione, riferimento e coordinamento per tutte le problematiche inerenti alla gestione ed alla conservazione del suolo, in armonia con le indicazioni contenute in Agenda 2000 e nel Piano di Sviluppo Rurale predisposto dalla Regione Toscana. L'applicazione pratica più immediata ha riguardato la predisposizione di piani di concimazione legati alle reali esigenze dei terreni e delle colture, al fine di contenere i fenomeni di impoverimento del suolo e di limitare gli apporti eccedenti il reale fabbisogno delle colture. L'eccesso di disponibilità dei nutrienti, determinando un arricchimento in sostanze nutritive delle acque superficiali e sotterranee, comporta, in questa area, rischi di eutrofizzazione delle acque del lago di Massaciuccoli. Per definire la natura dei suoli, sono stati determinati sia i parametri fisico-chimici considerati stabili nel tempo (tessitura, pH, sostanza organica), sia i principali macroelementi in considerazione dei problemi ambientali legati all'eutrofizzazione delle acque del lago (azoto totale, fosforo assimilabile).

* Lavoro eseguito con il contributo finanziario del Parco Regionale Migliarino, San Rossore Massaciuccoli, della Regione Toscana e dell'Amministrazione Provinciale di Pisa.

I punti di campionamento, identificati sulla Carta Tecnica Regionale (scala 1:5000), sono stati visualizzati ed associati ai relativi risultati analitici, mediante l'impiego del GIS Field Notes. Limitatamente al parametro "sostanza organica", il passaggio da un dato di tipo puntuale ad un dato areale ha consentito di valutare con un certo livello di probabilità il valore assunto dal parametro in corrispondenza di punti non campionati ed ha permesso la realizzazione di una carta tematica (Fig. 1). La predisposizione di un sistema informativo territoriale (SIT) permetterà di accedere anche in futuro alla banca dati delle analisi del suolo, per effettuare elaborazioni statistiche e produrre ulteriori cartografie tematiche in funzione della pianificazione territoriale.

Figura 1 – Risultato dell'interpolazione spaziale dei valori di sostanza organica (%) nella tenuta di Migliarino.



Materiali e metodi

L'area di indagine

L'indagine ha riguardato due tenute storiche del Parco Regionale di Migliarino, San Rossore e Massaciuccoli: Migliarino e Padule meri-

dionale. L'intero territorio si trova a bassa quota sul livello del mare e comprende vaste aree al di sotto di tale livello. L'attuale uso agricolo vede la netta prevalenza delle colture industriali ed una limitatissima diffusione delle colture foraggere in entrambe le tenute.

La tenuta di Migliarino si estende per circa 3780 ha dislocati nella parte nord-occidentale del Parco, nella fascia litoranea sono preponderanti i terreni sabbiosi di origine dunale, caratterizzati da una ridotta capacità di ritenzione idrica. Nelle aree interne, la differenziazione dei terreni è legata all'influenza delle torbide del fiume Serchio lungo il cui corso sono presenti terreni alluvionali a tessitura franco-sabbiosa con buone capacità di sgrondo delle acque meteoriche. Allontanandosi dal corso del fiume diminuisce la componente sabbiosa e si trovano terreni a tessitura prevalentemente franco-argillosa con maggiori capacità di trattenimento dell'acqua.

La tenuta del Padule meridionale occupa la parte nord-orientale del Parco, a sud est del lago di Massaciuccoli, per uno sviluppo complessivo di circa 1274 ha di cui ben 1229 risultano destinati all'utilizzazione agricola. E' caratterizzata per la maggior parte da terreni torbosi e da terreni alluvionali profondi. Le formazioni torbose sono legate alla lunga permanenza dei suoli allo stato palustre ed alla conseguente decomposizione anaerobica dei resti vegetali. Questo tipo di substrato mostra una forte refrattarietà alle attività microbiche sia per l'elevata acidità, sia per le frequenti condizioni di saturazione idrica. I terreni alluvionali dislocati nella zona più distante dal lago, sono caratterizzati da pH più elevati.

Campionamento ed analisi fisico chimica dei suoli

Nella tenuta di Migliarino sono stati prelevati 429 campioni di terreno in 24 aziende, nella tenuta del Padule Meridionale 459 campioni, in 21 aziende. I campioni di terreno sono stati prelevati ai nodi di una maglia quadrata di lato pari a 150 m, ad una profondità di 0-30 cm. Sono state effettuate le analisi fisico-chimiche riportate in tabella 1:

Tabella 1 - Metodi d'analisi utilizzati.

Parametro	Metodo
tessitura	USDA
pH	potenziometro
N totale	metodo Kjeldahl
P assimilabile	Olsen, Bray & Kurtz
sostanza organica	Walkley Black

Metodi statistici

I dati raccolti, riuniti per classi di frequenza definite, sono stati sottoposti ad elaborazioni statistiche descrittive di base (media, mediana, moda, coefficiente di variazione) (Tabella 2). I punti georeferenziati e i relativi dati analitici sono stati acquisiti con il GIS Field Notes che ha permesso di visualizzare, in un quadro di insieme, la distribuzione di tutti i punti nell'area di studio. Successivamente i risultati geostatistici sono stati rappresentati su una carta 1:10000.

Tabella 2 - Statistica descrittiva dei parametri considerati.

n.° camp.	stati stiche	sabbia (%)	limo (%)	argilla (%)	pH	sost. org. (%)	N. tot. (‰)	Pass. Bray (ppm)	Pass. Olsen (ppm)
Tenuta di Migliarino	media	47	39	14	6,9	5,9	2,6	10,2	20
	min-max	8-93	4-68	1-44	3,8-8,1	0,4-48,8	0,3-16,7	0,2-29	2,5-96
	429 mediana	45	42	11	7,4	2,5	1,2	9	15
	moda	18	44	6	7,5	1,67	1,08	4	12
	C V (%)	46,0	38,6	73,3	15,4	144,1	123,6	58	77
Padule meridio nale	media	34	42	24	6,7	16,1	6,3	18	46
	min-max	10-85	11-67	2-46	3,6-8,0	1,3-50,5	0,6-18,3	0,7-107	4,4-254
	459 mediana	29	44	26	7,2	10,0	10,0	14	33
	moda	14	43	35	7,2	4,19	4,2	3	8
	C V (%)	51,9	22,2	43,0	18,1	79,7	68,2	90	84

Risultati e discussione

La tenuta di Migliarino

La tenuta di Migliarino è caratterizzata da terreni tendenzialmente sciolti, con prevalenza dei terreni sabbioso franchi (30%), ben rappresentati risultano anche i suoli franco-limosi (22%) e franchi (20%). La grande maggioranza della SAU campionata (78%) sembra essere caratterizzata da una tessitura favorevole all'esercizio dell'agricoltura (fig. 2).

Riguardo alla reazione (fig. 3) si nota una netta prevalenza dei terreni sub-alcinali (54%) e neutri (19%), da non sottovalutare la consistenza del gruppo dei terreni decisamente acidi (11%). Dal punto di vista della distribuzione, i valori sono piuttosto uniformi (coefficiente di variabilità pari a 15,4%) e pressoché equamente ripartiti al di sopra ed al di sotto della soglia di neutralità (tab. 2).

Più eterogenea risulta invece la natura dei terreni riguardo al

contenuto in sostanza organica: si passa da concentrazioni nettamente carenti (0,4%) a concentrazioni molto elevate, tipiche di terreni torbosi (tab. 2). Come evidenziato in figura 4, condizioni di media-buona dotazione sono state rilevate nella maggior parte dei terreni. Solo nel 9% dei casi il contenuto in sostanza organica è stato inferiore all'1,5%; da non trascurare infine la presenza di terreni umiferi (6%) e torbosi (7%).

Figura 2 - Ripartizione percentuale dei terreni in relazione alla tessitura (S = sabbioso, SF = sabbioso-franco, FS = franco-sabbioso, F = franco, FL = franco-limoso, FLA = franco-limo-argilloso, FA = franco-argilloso, AL = argillo-limoso).

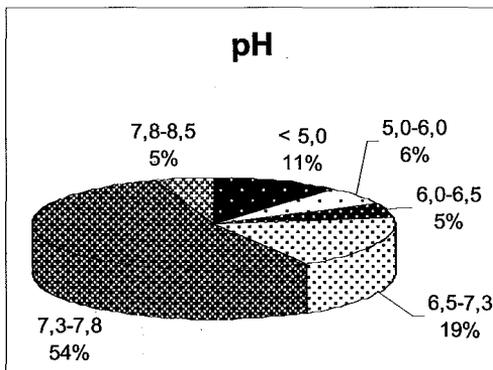
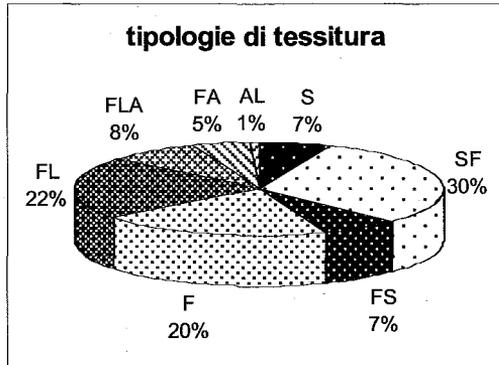
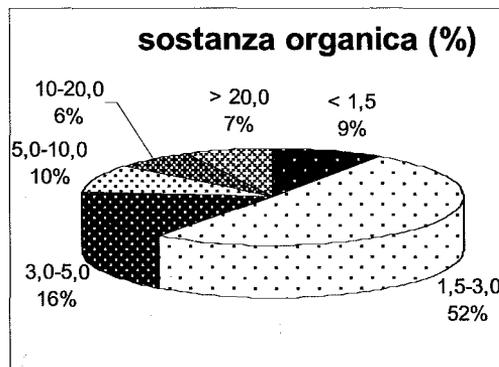


Figura 3 - Ripartizione percentuale dei terreni in relazione al pH.

Figura 4 - Ripartizione percentuale dei terreni in relazione al contenuto in sostanza organica.



Il contenuto in azoto totale registrato è ricaduto nella classe di insufficienza per oltre un quarto dei campioni analizzati (fig. 5). Nella maggioranza dei casi (37%) la presenza del nutriente può essere considerata agronomicamente "sufficiente" ($1.0 < N < 1.5 \text{ ‰}$), mentre nelle rimanenti situazioni la dotazione dell'elemento è da giudicare ricca (21%) o persino sovrabbondante (14%). A questo proposito è utile ricordare che tali condizioni, legate all'elevata presenza di carbonio organico nel terreno, non forniscono di per sé sufficienti assicurazioni sulla disponibilità di N per le colture e sulla possibilità di ridurre convenientemente le concimazioni.

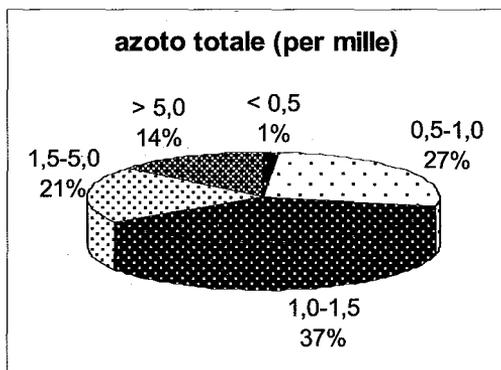


Figura 5 - Ripartizione percentuale dei terreni in relazione al contenuto in azoto totale.

Figura 6 - Ripartizione percentuale dei terreni in relazione al contenuto in fosforo Bray e Kurtz.

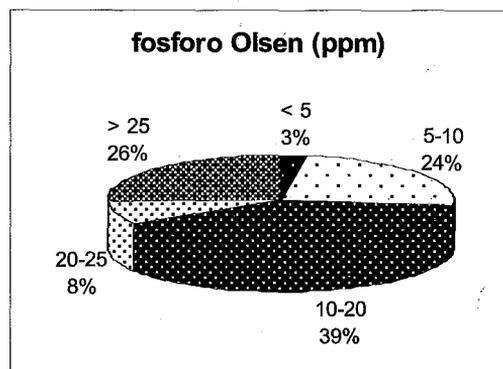
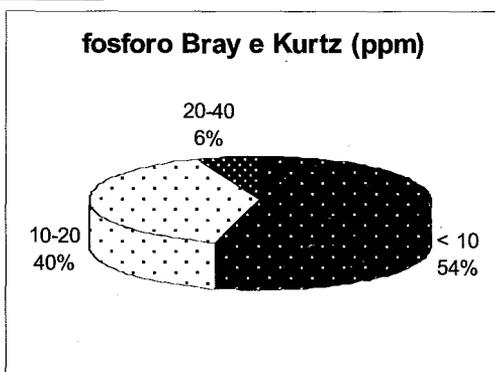


Figura 7 - Ripartizione percentuale dei terreni in relazione al contenuto in fosforo Olsen.

Sostanziali conferme al quadro appena descritto provengono anche dall'esame dei principali parametri statistici (tab. 2) che evidenziano una distribuzione irregolare dei dati. Riguardo al fosforo occorre premettere che l'esame dei risultati deve essere distinto in relazione alla metodologia analitica utilizzata, a sua volta dipendente dalla reazione del substrato; dei 429 campioni complessivamente prelevati nella tenuta di Migliarino il 28% sono stati analizzati secondo il metodo Bray e Kurtz, il 72% secondo il metodo Olsen (fig. 6 e 7).

Per quanto riguarda i suoli acidi si è evidenziata, una generalizzata insufficiente dotazione dell'elemento (fig. 6): in oltre la metà dei casi considerati tale condizione costituisce un fattore limitante per il regolare sviluppo delle piante ($P \text{ ass.} < 10 \text{ ppm}$), mentre nel 40% dei casi, alla scarsa presenza del nutriente è imputabile la riduzione della resa utile delle colture ($10 \text{ ppm} < P \text{ ass.} < 20 \text{ ppm}$). Il valore contenuto del coefficiente di variabilità (tab. 2), testimonia la sostanziale omogeneità dei valori rilevati.

In corrispondenza dei terreni neutri o sub-alcalini le disponibilità dell'elemento risultano decisamente maggiori (fig. 7): nel 39% dei casi si sono rilevate dotazioni medie, nell'8% dotazioni buone, e nel 26% dotazioni elevate. Per quanto riguarda infine l'ordinamento dei dati (tab. 2) si osserva, come per l'azoto totale, una certa asimmetria di distribuzione con una maggiore frequenza di valori inferiori alla media. La principale conseguenza di questa distribuzione, è legata alla predisposizione di piani differenziati di fertilizzazione fosfatica. Al di sopra di certe soglie di disponibilità, la risposta delle colture alla concimazione diventa incerta e può risultare utile solo per colture particolarmente esigenti; al di sopra di tali soglie, gli effetti degli apporti chimici risultano agronomicamente ingiustificati. I terreni caratterizzati da dotazioni limitate possono, al contrario, trarre vantaggio da concimazioni di "arricchimento".

Risultati e discussione

La Tenuta del Padule Meridionale

Dal punto di vista granulometrico i terreni mostrano valori meno omogenei di quelli dell'altra tenuta (fig. 8). Si passa da terreni franchi (28%), a terreni franco-limo-argillosi (22%) e franco-argillosi (19%), fino a suoli più leggeri (circa un quinto del totale). I risultati dell'analisi descrittiva (tab. 2) evidenziano una percentuale media in argilla (24%) maggiore rispetto a quanto osservato a Migliarino (14%). Riguardo alla reazione (fig. 9) si

nota ancora una prevalenza dei terreni neutri (19%) e sub-alcini (39%), decisamente rilevante appare anche la presenza dei suoli moderatamente acidi (11%) ed acidi (17%). In generale il pH dei terreni (tab. 2) tende ad abbassarsi rispetto ai valori registrati nella precedente tenuta (valore medio 6,7 contro 6,9), mentre poco cambia in termini di uniformità della distribuzione (coefficiente di variabilità 18,1%) e di dispersione dei valori attorno alla neutralità (mediana 7,2). Decisamente più elevata (fig. 10) la concentrazione di sostanza organica, i terreni risultano mediamente dotati, non mancano terreni decisamente "organici", di natura torbosa, dalle notevoli potenzialità produttive.

Figura 8 - Ripartizione percentuale dei terreni in relazione alla tessitura (S = sabbioso, SF = sabbioso-franco, FS = franco-sabbioso, F = franco, FL = franco-limoso, FLA = franco-limo-argilloso, FA = franco-argilloso, AL = argillo-limoso).

tipologie di tessitura

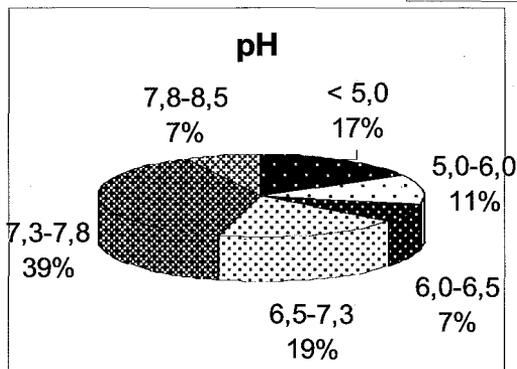
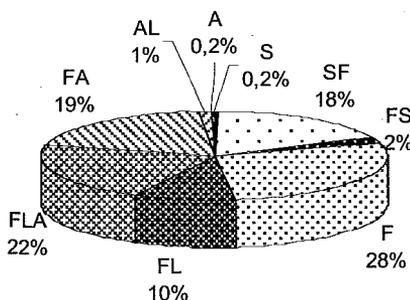
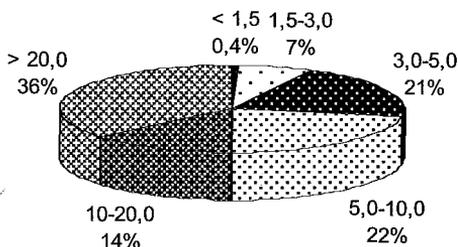


Figura 9 - Ripartizione percentuale dei terreni in relazione al pH.

Figura 10 - Ripartizione percentuale dei terreni in relazione al contenuto di sostanza organica.

sostanza organica (%)



Il contenuto in azoto totale (fig. 11) è risultato, anche per la diversa natura granulometrica dei due comprensori, nettamente superiore rispetto a quello misurato a Migliarino, in assoluto mai tale da destare preoccupazioni circa le riserve nutritive azotate a disposizione delle colture. Nel 49% dei casi la dotazione è risultata buona, nel 47%, addirittura elevata. L'esame dei principali parametri statistici sembra confermare quanto emerso dall'analisi della distribuzione dei dati: la media generale dei valori osservati risulta più del doppio rispetto a quella osservata nella tenuta di Migliarino, mentre la variabilità, è decisamente inferiore a quella calcolata in precedenza.

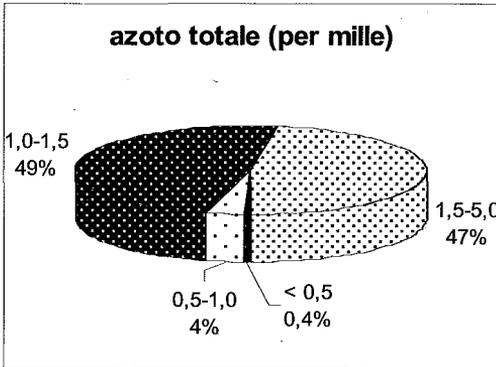


Figura 11 - Ripartizione percentuale dei terreni in relazione al contenuto in azoto totale.

Figura 12 - Ripartizione percentuale dei terreni in relazione al contenuto in fosforo Olsen.

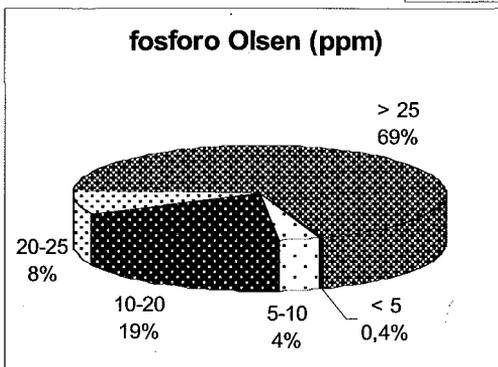
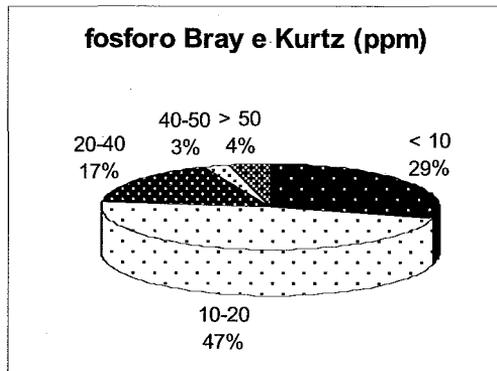


Figura 13 - Ripartizione percentuale dei terreni in relazione al contenuto in fosforo Olsen.

Pur non potendo, come già detto, trarre da queste osservazioni precise indicazioni sulla disponibilità dell'elemento nutritivo, si considerano trascurabili i rischi di carenze.

Riguardo alla determinazione del fosforo, i suoli acidi hanno mostrato una limitata disponibilità dell'elemento (fig. 12): in circa la metà dei casi considerati (47%) la dotazione del nutriente è risultata scarsa. Un contenuto medio dell'elemento si riscontra soltanto nel 17% dei casi esaminati, mentre migliori condizioni nutrizionali per le colture sono state rilevate raramente. Anche per la tenuta del Padule Meridionale l'abbassamento del pH costituisce inevitabilmente un fattore di grave disturbo nella disponibilità del fosforo, rendendo particolarmente delicata la gestione della fertilizzazione fosfatica.

Relativamente ai terreni neutri o sub-alcini la disponibilità del P appare decisamente più rilevante (fig. 13), solo nel 4% dei casi la dotazione dell'elemento è da giudicare scarsa. Nelle rimanenti situazioni si sono evidenziate buone condizioni nutrizionali, nel 69% dei casi, si è riscontrata una disponibilità dell'elemento molto elevata (P assimilabile > 25 ppm). In tali circostanze potrà essere limitato il ricorso alla fertilizzazione fosfatica. L'utilizzo di dosi ridotte potrebbe essere adottata in corrispondenza di buone dotazioni del terreno ($20 \text{ ppm} < P \text{ ass.} < 25 \text{ ppm}$), mentre negli altri casi ($10 \text{ ppm} < P \text{ ass.} < 20 \text{ ppm}$) appare consigliabile attenersi ai tradizionali quantitativi di fertilizzante. Rispetto a quanto osservato nella tenuta precedente, la generale maggior presenza dell'elemento è presumibilmente da mettere in relazione anche alla granulometria dei suoli osservata nei due comprensori.

Conclusioni

Le finalità principalmente perseguite attraverso la realizzazione del lavoro descritto possono essere così riassunte:

- favorire l'introduzione e/o la diffusione di indirizzi produttivi e di tecniche colturali più rispondenti alle esigenze di salvaguardia dell'ambiente naturale, razionalizzando in primo luogo la pratica della fertilizzazione;
- contribuire a conservare inalterate nel tempo le capacità produttive dei suoli, evitando allo stesso tempo sia la formazione di surplus di elementi nutritivi nel terreno, sia la perpetuazione di condizioni di carenza nutrizionale per le colture;

- ridurre i costi di produzione senza penalizzare le possibilità produttive delle aziende;

- pervenire ad una conoscenza spazialmente definita delle caratteristiche fisico-chimiche dei terreni considerati;

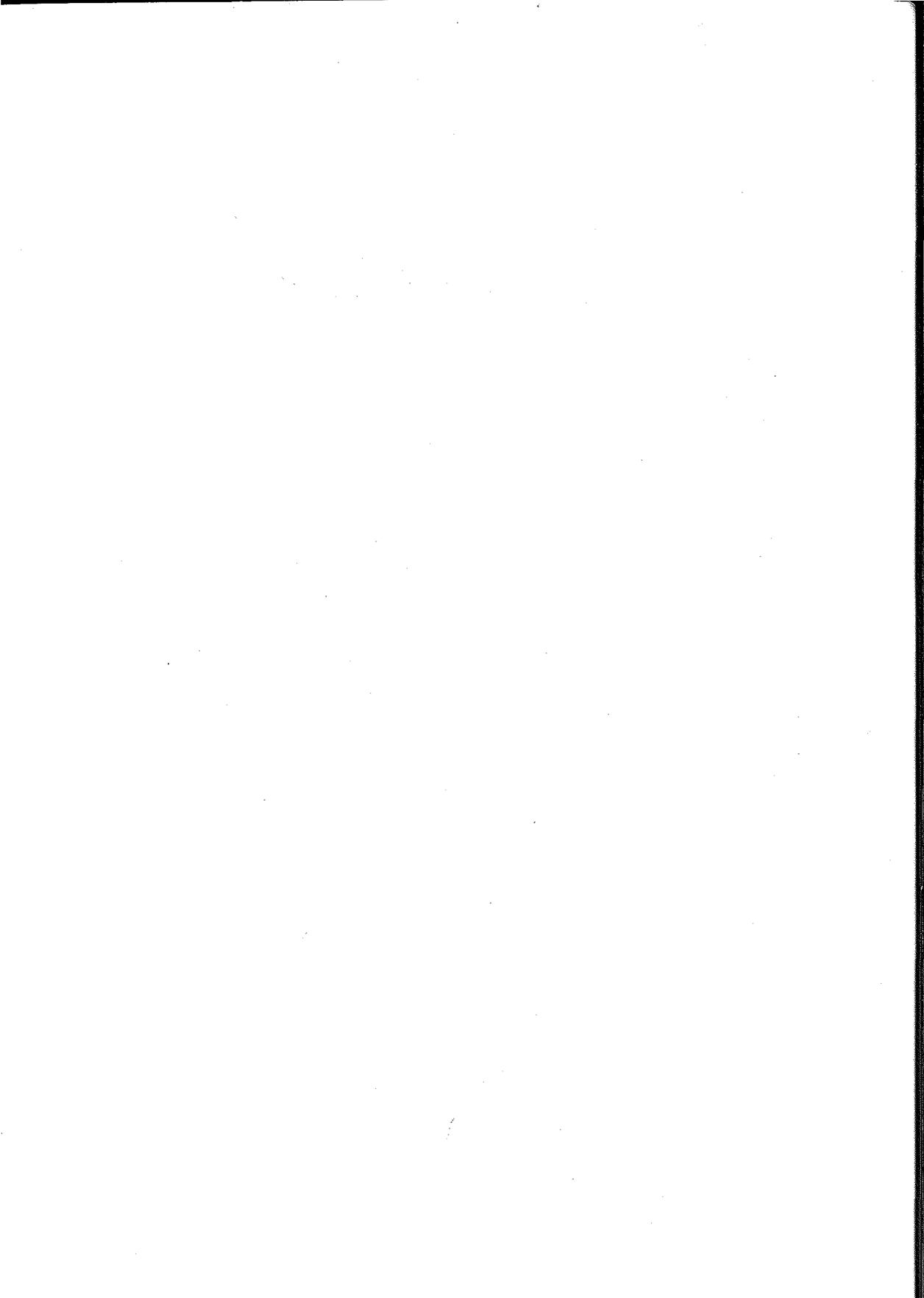
- facilitare l'accesso alle misure di ecocondizionalità previste da Agenda 2000 e dal Piano di Sviluppo Rurale che prevederanno, obbligatoriamente, l'effettuazione di campagne periodiche di analisi dei terreni da parte degli agricoltori che vorranno accedere agli contributi finanziari previsti.

E' importante sottolineare anche il successo che l'iniziativa ha riscosso fra gli agricoltori dei comprensori interessati tanto che alla fine del progetto risultarono coinvolte 45 aziende ricadenti all'interno delle Tenute storiche del Padule Meridionale e di Migliarino, per un totale di 888 campioni di terreno prelevati corrispondenti, in termini di superficie, al monitoraggio di un'area pari ad oltre 2100 ha.

Oltre al risultato delle analisi è stata consegnata agli agricoltori anche la cartografia dell'azienda (ad una scala compresa fra 1:5000 e 1:10000) con il riferimento spaziale del punto rilevato nonché una interpretazione agronomica delle determinazioni effettuate accompagnata da uno schema esemplificativo per la stesura di un piano di concimazione che potesse riferirsi alle effettive condizioni di fertilità attribuibili ai diversi appezzamenti considerati. Infine per l'intero comprensorio di studio è stata prodotta una carta di sintesi (scala 1:10000) in cui al tematismo principale (contenuto in sostanza organica del terreno) erano riportati per ciascun punto di prelievo il valore del pH ed il tipo di tessitura individuato.

Non si è trattato dunque di fornire semplicemente la possibilità agli agricoltori di avere a disposizione le analisi dei loro terreni dietro la corresponsione di un simbolico contributo finanziario, ma piuttosto di attivare un più completo servizio di assistenza tecnica alla fertilizzazione che consentisse un'utile interazione fra le diverse parti interessate da cui tutti potessero trarre mutuo vantaggio.

La buona riuscita dell'intervento e la convinzione che le ragioni che l'avevano promossa, seppur valide per ogni comprensorio agricolo, divenissero ancora più importanti all'interno di un'area protetta hanno fatto sì che anche all'interno del successivo progetto cofinanziato (*"Assistenza tecnica per l'applicazione di mezzi e strumenti innovativi finalizzato alla produzione agricola ecocompatibile e sostenibile"*) gli stessi enti promotori ritenessero utile estendere il servizio anche ad altre Tenute storiche del Parco.



UN MODELLO PER LA RICOSTRUZIONE DI DATI PLUVIOMETRICI MANCANTI

Silvano Bordignon, Carlo Gaetan, Cristian Pattaro

Dipartimento di Scienze Statistiche, Università degli Studi di Padova
Via S. Francesco, 33 - 35121 Padova

1. Introduzione

Molta attenzione negli ultimi anni è stata dedicata al controllo della qualità dei dati meteorologici, soprattutto da parte di organismi quali il *World Meteorological Organization* (Abbott, 1986). Tale controllo, generalmente, avviene secondo due fasi: la fase di calibrazione *in situ* degli strumenti di misura e la fase di validazione del dato, per la quale si fa uso di strumenti informatici e statistici (Meek e Hatfield, 1994). In quest'ultima fase la mancata validazione del dato genera un dato mancante. Tra le possibili cause citiamo danneggiamenti, starature e inceppamenti degli strumenti di rilevazione. Altre possibili cause di mancanza del dato sono attribuibili a veri e propri guasti della strumentazione e ad arresti dovuti al normale intervento di manutenzione.

Di particolare interesse sono i problemi legati ai dati pluviometrici per la loro importanza oggettiva nella gestione delle risorse agroambientali, per le incertezze nella ricostruzione del dato mancante e per il fatto che la mancata acquisizione del dato agisce nel senso di una sottostima del fenomeno. D'altra parte proprio per l'insita aleatorietà del fenomeno piovoso, l'uso di modelli stocastici per lo studio della precipitazione ha conosciuto numerose applicazioni sia in campo idrologico che in quello agronomico (Cox e Isham, 1994). I modelli proposti sono utilizzati essenzialmente per la previsione, per la simulazione e per l'accertamento di variazioni climatiche. La previsione può essere utilizzata, ad esempio, per controllare in tempo reale sistemi idrologici. Serie simulate vengono considerate come *input* in modelli per valutare gli effetti di piene o inondazioni.

Scarsa attenzione è stata invece dedicata all'uso della modellazione stocastica per la ricostruzione di dati mancanti, essendo preferite al riguardo semplici procedure di interpolazione. E' nostra opinione, tuttavia, che modelli stocastici, in grado di descrivere accuratamente il fenomeno piovoso siano utili nella ricostruzione del dato mancante.

Per quanto riguarda il tipo di modellazione, in letteratura sono presenti due filoni. Nel primo, il modello è specificato per incorporare dei meccanismi fisici che determinano l'evento precipitazione (si veda, ad esempio, Hobbs e Locatelli, 1978). Un'esemplificazione significativa di questo approccio è data dall'impiego dei processi di punto (si vedano ad esempio Le Cam, 1961 e Cox e Isham, 1994). Nel secondo filone i modelli vengono specificati tenendo conto dell'adattamento statistico (si vedano, tra gli altri, Stern e Coe, 1984 e Hughes *et al.*, 1999).

Seguendo quest'ultimo approccio, nel seguito si propone di utilizzare un modello lineare generalizzato (*Generalized Linear Model: GLM*) (McCullagh e Nelder, 1989) per la ricostruzione di dati pluviometrici giornalieri mancanti in una stazione di rilevamento. Il modello GLM risulta particolarmente indicato in questo caso data la natura discreta della misura della precipitazione da noi adottata. Esempi di modelli GLM per l'analisi della precipitazione sono stati già proposti in letteratura (Stern e Coe, 1984, Chandler e Wheeler, 1998a, 1998b), ma in questi esempi prima si cerca di modellare la probabilità di precipitazione in un dato giorno e, successivamente, si cerca di modellare la distribuzione della precipitazione nei giorni piovosi. Nel nostro lavoro si combinano i due modelli e si cerca di spiegare la variabilità della precipitazione giornaliera tenendo in considerazione le condizioni atmosferiche locali, secondo una specificazione prima statica e poi dinamica.

In generale se una stazione fa parte di una rete di rilevamento si potrebbero considerare delle tecniche di *kriging* (Cressie, 1993) per la ricostruzione del dato. Tuttavia, ciò richiede da un lato la disponibilità e la buona qualità dei dati sull'intera area, dall'altro si deve supporre una qualche forma di stazionarietà spaziale del fenomeno piovoso. Di qui la scelta di considerare solo l'informazione locale. Infine molte delle procedure di ricostruzione presuppongono la distribuzione gaussiana per i dati.

Il lavoro è organizzato come segue: nella sez. 2 sono presentati i dati utilizzati per l'applicazione, unitamente ad alcune analisi descrittive; nella sez. 3 viene introdotta la classe dei modelli statici e dinamici, impiegata nell'applicazione; nella sez. 4 vengono presentati i risultati dell'esperimento applicativo e alcune considerazioni conclusive.

2. Caratteristiche dei dati e analisi preliminari

La nostra base dati è stata fornita dall'Agenzia per la Prevenzione e la Protezione Ambientale del Veneto (ARPAV) - Centro Meteorologico di Teolo (PD) ed è relativa ad alcune stazioni di rilevazione della rete

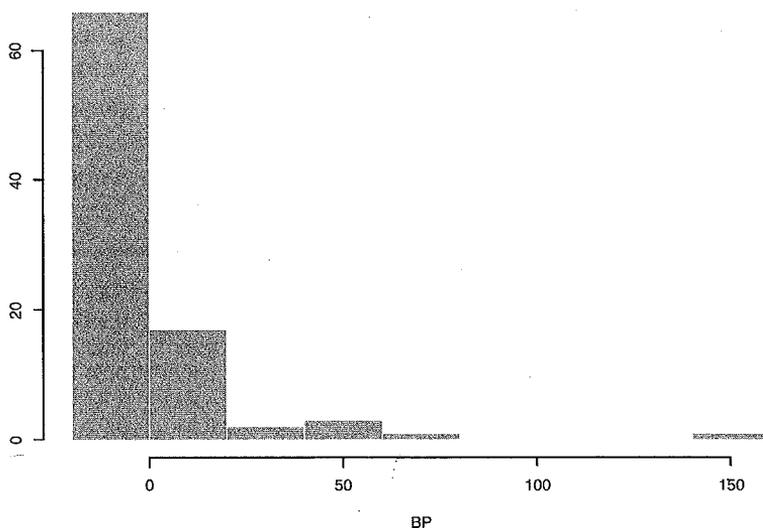
di telemisura nella provincia di Treviso per gli anni 1992-1998.

Le stazioni in esame sono Breda di Piave, Conegliano, Gaiarine, Oderzo, Roncade, Vazzola, Villorba, Volpago e Zero Branco. Le variabili considerate in questo lavoro sono la precipitazione, la pressione atmosferica, la temperatura, l'umidità relativa, la radiazione solare globale, la direzione e la velocità del vento per la stazione di Breda di Piave per il periodo 1 gennaio 1997 - 31 marzo 1997.

Risulta importante per la nostra analisi il modo con cui avviene la rilevazione delle precipitazioni giornaliere. La precipitazione viene rilevata a intervalli di 5 minuti mediante un particolare sensore chiamato pluviometro a barchette basculanti. La bocca del pluviometro di 1000 cm^2 di superficie conduce l'acqua nelle vaschette del basculante che, quando viene raggiunta la quantità d'acqua equivalente a 20 ml, si svuota provocando con il movimento un segnale che chiameremo convenzionalmente scatto dovuto a precipitazione. Come precipitazione giornaliera, pertanto, indicheremo la variabile che conta il numero degli scatti in un giorno.

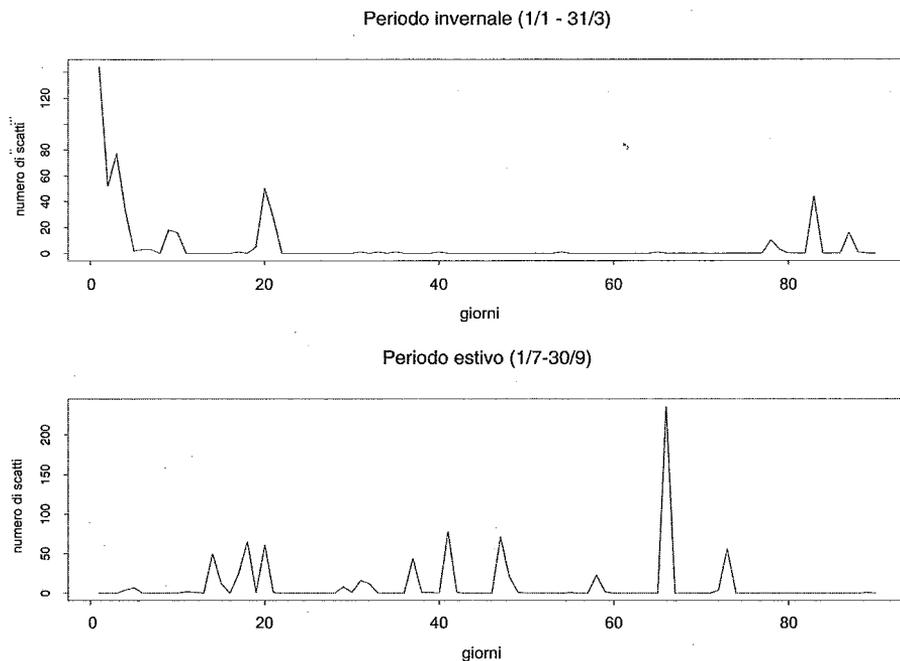
Vi è dunque una relazione uno a uno tra ammontare di precipitazione giornaliero e numero di scatti. Il vantaggio di considerare il numero di scatti sta nel fatto che siamo in grado di tener conto con un'unica variabile sia del verificarsi o meno della precipitazione, che comunque è un evento raro, sia del suo ammontare complessivo giornaliero. La variabile d'interesse è quindi discreta con distribuzione asimmetrica (si veda ad esempio il grafico in Figura 1).

Figura 1: Istogramma della precipitazione giornaliera nella stazione di Breda di Piave (anno 1997).



Viene considerato un periodo relativamente breve, tre mesi, in quanto si pensa che un modello per periodi più lunghi non sia in grado di catturare la stagionalità insita nel fenomeno. Inoltre si è scelto espressamente di considerare il periodo invernale in quanto negli altri la presenza di fenomeni a carattere di rovescio fa sì che le serie storiche presentino una maggiore intensità ed erraticità (si veda la Figura 2).

Figura 2. Serie temporale della precipitazione giornaliera nella stazione di Breda di Piave (anno 1997).



La scelta della stazione è motivata dal fatto che questa può essere considerata al centro di un'area delimitata dalle altre stazioni e, come mostra la Tabella 1, è altamente correlata con le altre stazioni vicine.

Tabella 1. Correlazioni tra stazioni (anno 1997).

	BP	GL	GR	OD	RC	VA	VB	VO	ZB
BP	1.00	0.85	0.83	0.86	0.95	0.91	0.99	0.89	0.86
GL	0.85	1.00	0.93	0.85	0.79	0.98	0.88	0.95	0.75
GR	0.83	0.93	1.00	0.90	0.81	0.89	0.88	0.85	0.76
OD	0.86	0.85	0.90	1.00	0.88	0.86	0.89	0.84	0.85
RC	0.95	0.79	0.81	0.88	1.00	0.84	0.94	0.82	0.89
VA	0.91	0.98	0.89	0.86	0.84	1.00	0.93	0.97	0.79
VB	0.99	0.88	0.88	0.89	0.94	0.93	1.00	0.91	0.88
VO	0.89	0.95	0.85	0.84	0.82	0.97	0.91	1.00	0.86
ZB	0.86	0.75	0.76	0.85	0.89	0.79	0.88	0.86	1.00

3. I modelli utilizzati

Un modello GLM rappresenta una estensione naturale del modello di regressione lineare. Similmente a questo, si considerano n variabili casuali indipendenti Y_t , $t=1, \dots, n$ la media μ_t delle quali dipende da p predittori $x_t = (x_{t1}, \dots, x_{tp})'$ mediante la relazione $g(\mu_t) = x_t' \beta$, dove $g(\cdot)$ è una funzione monotona nota e β è un vettore di p parametri ignoti. Se $g(\mu_t) = \mu_t$ e $Y_t \sim N(\mu_t, \sigma^2)$ si ottiene l'usuale formulazione del modello lineare.

Data la natura della variabile precipitazione ipotizziamo che Y_t segua una distribuzione di Poisson di media $\mu_t = \exp(x_t' \beta)$, vale a dire

$$Y_t \sim P(\exp x_t' \beta) \quad (1)$$

I parametri β del modello (1) sono stimati secondo il metodo della massima verosimiglianza. L'algoritmo è iterativo ed è basato su una applicazione dei minimi quadrati pesati (McCullagh e Nelder, 1989 pag. 40).

Il modello (1) è un modello per variabili indipendenti e non tiene conto della possibile dipendenza temporale delle Y . Qualora si voglia modellare la dipendenza temporale, in letteratura due classi di possibili modelli sono state proposte (Cox, 1981): *observation driven model* e *parameter driven model*. Nella prima, i valori ritardati di Y vengono inclusi tra i predittori. Tale approccio ha da un lato il pregio di richiedere l'utilizzo degli stessi algoritmi di stima del modello (1), tuttavia non sembra chiaro come si possano utilizzare questi modelli in presenza di dati mancanti e per la stima di essi.

La seconda classe di modelli presuppone che i parametri non siano fissi ma evolvano nel tempo secondo le leggi di qualche particolare processo stocastico. Nel nostro caso si suppone che i parametri evolvano nel tempo secondo un processo stocastico gaussiano passeggiata aleatoria. Il modello risultante (*Dynamic GLM: DGLM*) (Fahrmeir e Tutz, 1994, pag. 270) è il seguente, per $t = 1, \dots, T$:

$$Y_t \sim P(\exp x_t' \beta_t), \quad (2.1)$$

$$\beta_t = \beta_{t-1} + \varepsilon_t, \quad (2.2)$$

dove $\varepsilon_t \sim N(0, Q)$, con Q matrice diagonale e $\beta \sim N(b_0, Q_0)$.

L'equazione (2.1) rappresenta il modello d'osservazione ed è simile alla (1), fatta salva la presenza del vettore dei parametri β_t stocastico. L'equazione (2.2), modello di transizione, specifica la dinamica con cui evolve questo vettore. A tale riguardo si può dire che qui viene considerata una dinamica markoviana del primo ordine ma che nel modello di transizione possono trovare essere specificate dinamiche di ordine superiore (Fahrmeir

e Tutz, 1994, pag. 259). Infine se $Q = Q_0 = 0$, il modello DGLM si riduce al modello GLM.

Data la natura stocastica dei parametri la loro stima è basata sulla distribuzione a posteriori di β_0, \dots, β_T , $p(\beta_0, \dots, \beta_T | Y_1, \dots, Y_T)$. Fahrmeir (1992) ha proposto un algoritmo ricorsivo (*Generalized Extended Kalman Filter*) per il calcolo (approssimato) della moda della distribuzione a posteriori $p(\beta_t | Y_1, \dots, Y_s)$, $\beta_{t|s}$. Specializzando l'algoritmo al caso in esame si ottengono i passi seguenti:

per $t = 1, \dots, T$

filtraggio

$$\beta_{t|t-1} = \beta_{t-1|t-1}, \quad \beta_{0|0} = b_0$$

$$V_{t|t-1} = V_{t-1|t-1} + Q, \quad V_{0|0} = Q_0$$

previsione

$$r_t = Y_t - \exp(x_t' \beta_{t|t-1})$$

$$R_t = x_t x_t' \exp(x_t' \beta_{t|t-1})$$

$$V_{t|t} = \left(V_{t|t-1}^{-1} + R_t \right)^{-1}$$

$$\beta_{t|t} = \beta_{t|t-1} + V_{t|t} r_t$$

$t = T, \dots, 1$

lisciamento

$$B_t = V_{t-1|t-1} + V_{t|t-1}^{-1}$$

$$\beta_{t-1|T} = \beta_{t-1|t-1} + B_t (\beta_{t|T} - \beta_{t|t-1})$$

$$V_{t-1|T} = V_{t-1|t-1} + B_t (V_{t|T} - V_{t|t-1}) B_t'$$

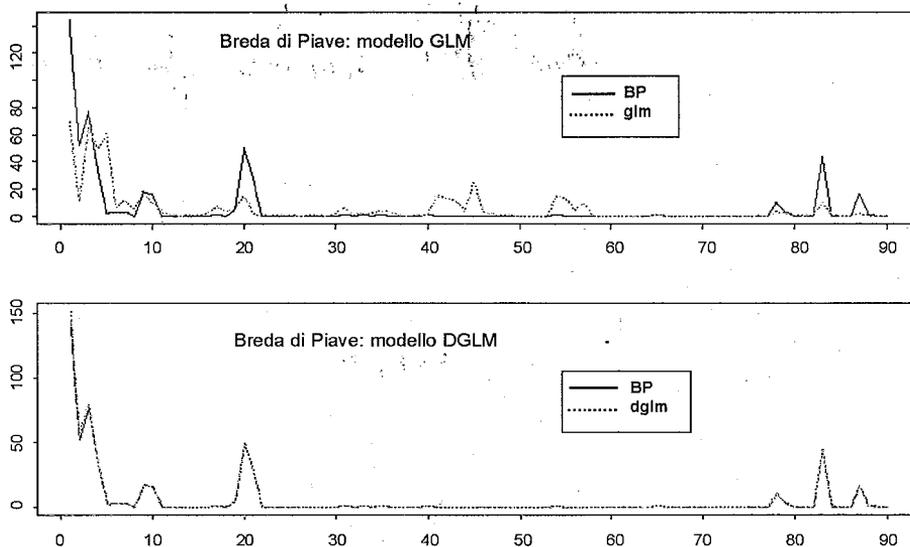
Se il dato Y_t risulta mancante al tempo t , si pone $\beta_{t|t} = \beta_{t|t-1}$ e $V_{t|t} = V_{t|t-1}$ e viene stimato mediante $\hat{Y}_t = \exp(x_t' \beta_{t|T})$. L'algoritmo presuppone la conoscenza di Q , b_0 e Q_0 che in generale non sono noti. Una stima di questi può essere ottenuta utilizzando un algoritmo pseudo-EM (Fahrmeir e Tutz, 1994, pag. 281).

4. Risultati e conclusioni

In questa sezione presentiamo alcuni dei risultati dell'applicazione dei modelli introdotti precedentemente ai dati giornalieri di precipitazione provenienti dalla stazione di rilevazione di Breda di Piave (TV) relativamente al periodo Gennaio-Marzo 1997 (risultati più completi, relativamente anche ad altre stazioni di rilevamento, sono disponibili presso gli autori).

Le analisi sono state effettuate secondo lo schema seguente: (i) in primo luogo sono stati adattati ai dati dell'intero periodo i GLM e i DGLM, per valutarne la capacità di *fitting* e quindi la loro adeguatezza a stimare dati mancanti; (ii) successivamente, i modelli così costruiti sono stati effettivamente utilizzati per la stima di dati mancanti, generati artificialmente secondo uno schema casuale all'interno del periodo considerato. Per quanto riguarda il GLM, la specificazione più soddisfacente in termini di adattamento ai dati è risultata quella che usa come predittori le variabili meteorologiche umidità relativa, pressione atmosferica, temperatura e direzione del vento. A tale specificazione si è giunti adattando opportunamente le tecniche di selezione delle variabili e di analisi dei residui per un GLM (McCullagh e Nelder, 1989, cap. 12). Osservando il grafico che confronta i valori stimati tramite il modello con quelli osservati (Figura 3) si può notare come il modello tenda a sottostimare sistematicamente i picchi di precipitazione mentre alcune situazioni caratterizzate da assenza di pioggia non sono catturate adeguatamente.

Figura 3: Serie temporale della precipitazione giornaliera nella stazione di Breda di Piave (anno 1997): adattamento.



Nel complesso, quindi, il modello manifesta un comportamento non completamente soddisfacente, come è testimoniato anche dall'analisi dei residui. E' opportuno ricordare che, data la natura del modello considerato, si sono considerati come più adatti i residui di Pearson, definiti da $e_t = (Y_t - \hat{\mu}_t) / \hat{\sigma}_t$, dove $\hat{\mu}_t$ e $\hat{\sigma}_t$ rappresentano le stime GLM della media e dello scarto quadratico medio di Y_t .

Miglioramenti sostanziali si riscontrano quando si passa ad analizzare i risultati conseguiti stimando la versione dinamica DGLM, secondo una specificazione che impiega gli stessi predittori del modello statico. Dal confronto tra valori stimati e osservati (vedi Figura 3), risulta evidente un buon adattamento del modello ai dati (i picchi di pioggia sono stimati in modo soddisfacente, mentre le situazioni di assenza di pioggia sono, di massima, individuate correttamente).

Ciò è confermato anche dall'analisi dei residui ed in particolare della statistica sintetica di Pearson $\chi^2 = \sum_{t=1}^n e_t^2$, che subisce una sostanziale riduzione passando dal GLM al DGLM ($\chi_{GLM}^2 = 1249.01$, $\chi_{DGLM}^2 = 5.66$).

Alla luce di questi risultati, le specificazioni precedenti sono infine impiegate per la stima di valori mancanti. Al riguardo, abbiamo condotto il seguente esperimento: (i) all'interno del periodo considerato, sono stati generati casualmente dei dati mancanti, in numero pari al 5% dei valori osservati; (ii) il passo (i) viene ripetuto 100 volte; (iii) per ogni modello viene calcolato l'indicatore sintetico

$$A = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{100} \sum_{j=1}^5 (Y_{i,j} - \hat{Y}_{i,j})^2}{\sum_{i=1}^{100} \sum_{j=1}^5 Y_{i,j}^2}$$

dove $Y_{i,j}$ rappresenta il j-esimo valore selezionato come mancante nella prova i, mentre $Y_{i,j} - \hat{Y}_{i,j}$ rappresenta il corrispondente errore di stima. I risultati dell'esperimento confermano la miglior capacità del DGLM a stimare adeguatamente dati mancanti ($A_{GLM}=0.16$ vs $A_{DGLM}=0.24$).

Sulla base dei risultati ottenuti, dei quali quelli qui riportati sono solo una esemplificazione, si possono trarre alcune brevi note conclusive.

1. L'approccio da noi seguito rispetto a lavori precedenti (Chandler e Wheeler, 1998 a,b) ha il vantaggio di modellare in maniera appropriata l'asimmetria della distribuzione delle serie giornaliere dei dati di precipitazione per le quali l'evento raro è proprio la precipitazione, senza distinguere tra giorni con precipitazione e giorni senza.

2. I modelli proposti si sono dimostrati in grado di riprodurre in

maniera sufficientemente accurata i dati osservati e possono quindi prestarsi per la stima di dati mancanti. Una verifica in questo senso, fatta simulando alcune situazioni con dati artificiosamente mancanti, ha confermato questa impressione.

3. Nel confronto tra modello dinamico e modello statico, il primo è risultato generalmente superiore. Tuttavia il prezzo da pagare è un maggiore sforzo computazionale. L'intera procedura per il modello dinamico, implementata mediante il linguaggio R richiede in media 5 minuti su un Pentium II a 266 Mhz con esempi di 100 osservazioni.

4. Uno sviluppo naturale del lavoro, che si sta correntemente studiando, è quello di considerare anche l'informazione spaziale proveniente dalla rete di telerilevamento. Due sono i possibili approcci: il primo considera tra i predittori del modello una misura di sintesi della precipitazione rilevata nelle stazioni vicine, ipotizzando che non vi siano osservazioni mancanti. Nel secondo si cerca di modellare congiuntamente tutta l'informazione spaziale specificando un modello spazio-temporale per la precipitazione secondo le linee indicate in Diggle *et al.* (1998).

Ringraziamento

Si ringrazia l'ARPAV-Centro Meteorologico di Teolo, per l'aver messo a disposizione la base dati e per le utili informazioni circa la rete di telemisura.

Lavoro svolto nell'ambito del progetto di ricerca d'interesse nazionale MURST 1998 *Metodi Statistici per l'analisi dell'ambiente e delle interazioni ambiente salute*.

Riferimenti bibliografici

- ABBOTT P.F. (1986). *Guidelines of the quality control of surface climatological data*. WCP85, World Meteorological Organization.
- CHANDLER R.E., WHEATER W.S. (1998a). Climate change detection using Generalized linear Models for rainfall - a case study from the West of Ireland I. Preliminary analysis and modellin of rainfall occurrence. *Technical Report 194*, Department of Statistical Science, University College, London.
- CHANDLER R.E., WHEATER W.S. (1998b). Climate change detection using Generalized linear Models for rainfall - a case study from the West of Ireland II. Modelling of rainfall amounts on wet days. *Technical Report 195*, Department of Statistical Science, University College, London.
- COX D.R. (1981). Statistical analysis of time series: some recent developments. *Scandinavian Journal of Statistics*, 8: 93-115.
- COX D.R., ISHAM V. (1994). Stochastic models of precipitation. In (V. Barnett e K. Turkman, eds.) *Statistics for the environment 2: Water related issues*, Wiley, Chichester, 3-18.
- CRESSIE N.A.C. (1993). *Statistics for spatial data* (revised edition). Wiley, New York.

- DIGGLE P.J., J.A. TAWN, MOYFED R.A. (1998). Model-based geostatistics. *Appl. Statistics*, 47.
- FAHRMEIR L., G. TUTZ (1994). *Multivariate Statistical Modelling based on Generalized Linear Models*. Springer-Verlag, Berlin.
- HOBBS P.V., D. LOCATELLI (1978). Rainbands, precipitation cores and generating cells in a cyclonic storm. *Journal of Atmospheric Sciences*, 35, 230-241.
- HUGHES J.P., P. GUTTORP, S. CHARLES (1999). A nonhomogeneous hidden Markov model for precipitation occurrence. *Journal of the Royal Statistical Society*, B48, 15-30.
- LE CAM L. (1961) A stochastic theory of precipitation. Fourth Berkely Symposium on Mathematics, Statistics and Probability, Univ. of California, Berkeley, California.
- McCULLAGH P., NELDER J.A. (1989). *Generalized linear models* (2nd ed.), Chapman and Hall, New York.
- MEEK D.W., J.L. HATFIELD (1994). Data quality checking for single station meteorologicals databases. *Agricultural and Forest Meteorology*, 69, 85-109.
- STERN R.D., R. COE (1984). A model fitting analysis of rainfall data (with discussion). *Journal of the Royal Statistical Society*, A147, 1-34.

UN POSSIBILE IMPIEGO DELLA GEOSTATISTICA IN AGRICOLTURA PER LA COSTRUZIONE DI CARTE TEMATICHE TERRITORIALI

Silio Rigatti Luchini^a, Annalisa Schiavon^a, Michela C. Mason^b

^a Dipartimento di Scienze Statistiche, Università degli Studi di Padova
Via S. Francesco, 33 - 35121 Padova

^b Dipartimento di Statistica, Università Ca' Foscari di Venezia

Riassunto

Il ruolo delle rappresentazioni grafiche nella analisi dei fenomeni localizzati sul territorio è divenuto, nel corso degli anni, sempre più rilevante (Lombardo, 1990). Le potenzialità di questi strumenti risiedono essenzialmente nella capacità di trasmettere l'informazione in una forma visiva più facilmente comprensibile rispetto ad altri mezzi (linguaggio, tabelle numeriche, ...).

Scopo del presente lavoro è esporre una metodologia per l'elaborazione standardizzata di cartogrammi (cioè mappe che mostrano l'andamento di uno o più fenomeni in connessione alla loro localizzazione geografica) applicabile a serie puntuali di dati distribuiti sul territorio ed in grado di sintetizzare e semplificare l'interpretazione del fenomeno, facilitare i confronti tra le distribuzioni territoriali e, nello stesso tempo, ridurre al minimo la perdita di informazione che inevitabilmente comporta il passaggio dalla forma numerica alla forma grafica. Per sfruttare a pieno le potenzialità offerte dalle rappresentazioni cartografiche, però, è importante applicare delle metodologie standardizzate, in modo da garantire un buon livello di precisione ed attendibilità delle informazioni ed evitare errori ed ambiguità interpretative che spesso caratterizzano l'impiego dei metodi grafici (Giupponi e Rigatti Luchini, 1992, 1996).

Al fine di sottolineare alcuni limiti delle usuali rappresentazioni grafiche, si sono poste a confronto le tecniche basate sulla rappresentazione dell'intensità del fenomeno per circoscrizione amministrativa con una metodologia basata su una suddivisione del territorio in celle esagonali di area costante, che gode di proprietà di regolarità (Laurini e Thompson, 1992). Innanzitutto si è evidenziato come il metodo di rappresentazione grafica per

Comune possa portare ad errori grossolani qualora non si tenga conto della superficie delle zone a cui le grandezze (assolute) si riferiscono.

I cartogrammi a mosaico, riferiti ad una griglia di celle esagonali, invece, possono essere utilizzati come rappresentazioni alternative per raffinare l'analisi, poiché permettono di acquisire una totale indipendenza dai confini delle circoscrizioni amministrative, che essendo di area e forma diverse possono introdurre elementi di arbitrarietà nella rappresentazione. I grafici a celle esagonali permettono, perciò, di ricavare una visione dettagliata del fenomeno, a livello territoriale anche inferiore a quello comunale, e consentono sia confronti tra la distribuzione in esame e particolari valori standard, sia tra due diverse distribuzioni territoriali od entro la stessa distribuzione in diversi istanti temporali.

Introduzione

La rappresentazione grafica di fenomeni territoriali mediante cartogrammi costituisce un metodo comune ed efficace per la descrizione di eventi in connessione alla loro localizzazione geografica. I cartogrammi, che in pratica consistono in mappe sopra le quali viene raffigurata una certa simbologia atta a rappresentare il fenomeno oggetto di studio in relazione alla sua posizione geografica, sono progressivamente passati dal tradizionale impiego nelle scienze naturali ad un utilizzo più generale e diffuso, comprendente le rappresentazioni di fenomeni economici e sociali (Lombardo, 1990).

La presentazione in forma di tabelle dei dati riferiti ad una qualche circoscrizione territoriale (Regione, Provincia o Comune), che costituisce comunque il principale veicolo di diffusione dell'informazione statistica, molto spesso non è sufficiente a soddisfare le esigenze di chi desidera disporre di una visione generale e sintetica della distribuzione territoriale del fenomeno in esame, che possa facilitare l'individuazione di particolari pattern spaziali, il riconoscimento di caratteristiche proprie della conformazione geografica del fenomeno e il confronto tra più fenomeni territoriali o tra diverse manifestazioni temporali dello stesso fenomeno. Nella maggior parte dei casi, infatti, non è possibile acquisire una rapida comprensione generale del fenomeno attraverso la semplice lettura di serie di dati per circoscrizioni territoriali, sia per l'elevato numero di dati da trattare se si desidera disporre di un buon dettaglio territoriale, sia per la difficoltà di associare ai nomi delle singole circoscrizioni una precisa posizione geografica.

I cartogrammi, invece, grazie alla simbologia grafica di cui si av-

valgono, riescono a tradurre l'informazione dalla forma numerica ad una forma visiva più facilmente percepibile all'occhio umano, riuscendo a trasmettere in modo immediato una visione d'insieme del fenomeno e diventando, per l'utente, uno strumento di investigazione diretta e un metodo per indirizzare in modo più specifico le successive analisi che egli intende condurre.

In tal senso, è possibile affermare che la rappresentazione grafica, se prodotta con criteri corretti ed analitici, può abbandonare il ruolo modesto spesso assegnatole di semplice strumento di divulgazione e comunicazione visiva di risultati già ottenuti precedentemente tramite altre tecniche, diventando essa stessa uno strumento attivo di indagine. La rappresentazione deve però essere prodotta secondo una metodologia standardizzata, in modo da soddisfare due diverse esigenze: da un lato rendere più leggibili ed interpretabili i dati, dall'altro ridurre al minimo la perdita di informazioni che inevitabilmente comporta qualsiasi metodo di sintesi di grandi masse di dati (Giupponi e Rigatti Luchini, 1992, 1996).

Scopo del presente lavoro sarà dunque di presentare un utilizzo più potente e strategico del grafico, descrivendo inizialmente i limiti e gli errori più frequenti di alcune tecniche di rappresentazione cartografica tradizionali e proponendo poi il confronto con una procedura alternativa che gode di proprietà di regolarità e, nello stesso tempo, è in grado di rappresentare i fenomeni con un maggior dettaglio territoriale.

Metodi di rappresentazione cartografica

La tecnica di rappresentazione cartografica che è stata presa in considerazione in questo lavoro è la *choroplethic map* (mappa a mosaico). In questo tipo di carte tematiche, l'intensità del fenomeno è rappresentata da diverse tonalità di colore, sfumature di grigio o campiture, che vengono diffuse uniformemente entro le unità territoriali di riferimento che suddividono la zona geografica in esame.

Generalmente le unità scelte come base per una carta tematica sono aree amministrative, quali Regioni, Province e Comuni, sia per comodità di rappresentazione sia perché, nella maggior parte dei casi, i dati a disposizione sono già raggruppati per tali circoscrizioni.

In questi casi, però, è necessario rappresentare sulla mappa sempre e soltanto valori di densità, cioè grandezze per unità di area. Infatti, data la diversa ampiezza delle unità territoriali di base, la raffigurazione di valori assoluti può condurre ad errate interpretazioni del fenomeno sotto stu-

dio, portando a sopravvalutare il peso delle zone più estese che, a parità di frequenza relativa, presenteranno una maggiore intensità del fenomeno rispetto a quelle di area minore.

I dati da noi elaborati a titolo esemplificativo si riferiscono al patrimonio zootecnico presente nella provincia di Verona e sono stati ricavati dall'Anagrafe Regionale degli Insediamenti Zootecnici al 31/12/'98, che raccoglie le informazioni di pertinenza delle singole Aziende ULSS del Veneto (tabella 1).

Tabella 1

Allevamenti bovini e rispettive consistenze (in numero di capi e in UBA: Unità Bovina Adulta) nella provincia di Verona al 31/12/'98

Specie allevata	N° allevamenti	N° capi	Capi/kmq	Capi/kmq (SAU)	UBA	UBA/kmq	UBA/kmq (SAU)
Bovini	3.412*	291.961	98,92	161,34	272.342,8	92,27	150,50
Bovini da riproduzione (vacche)	2.195	99.169	33,60	54,80	99.169	33,60	54,80
Bovini da carne	1.546	192.792	65,32	106,54	173.173,8	58,67	95,70

* Alcuni allevamenti sono sia da riproduzione che da carne

Fonte: Anagrafe Regionale degli Insediamenti Zootecnici (Centro Regionale di Epidemiologia Veterinaria, Legnaro, Padova)

Nei cartogrammi di Figura 1 e 2 (*Appendice Tav. 24-25*) sono stati rappresentati su base comunale rispettivamente il numero di capi bovini e la densità di bovini per chilometro quadrato nei Comuni della provincia di Verona. Dal confronto tra le due carte tematiche, spicca immediatamente la diversa importanza, per presenza di capi bovini, data al Comune di Verona nelle due rappresentazioni. Nonostante Verona sia al secondo posto come numero di capi nella scala scelta per la rappresentazione, grazie alla sua ampia superficie rispetto agli altri Comuni, esso presenta tuttavia una bassa densità relativa di bovini, ovviamente legata all'estensione della sua area urbana.

Un discorso analogo può essere fatto anche per altre circoscrizioni comunali di una certa grandezza (es: Isola della Scala, Legnago, Cerea, Bosco Chiesanuova, ...), per le quali si osserva in generale una diminuzione di importanza della presenza di bovini passando dal cartogramma di Figura 1 (*Appendice Tav. 24*) al cartogramma di Figura 2 (*Appendice Tav. 25*). Viceversa, alcuni dei Comuni più piccoli (es: Castel d'Azzano, S. Mauro

di Saline, ...) vedono aumentare la loro importanza con il passaggio ai valori di densità.

Il tener conto, come in Figura 2 (*Appendice Tav. 25*), dell'area delle zone a cui le grandezze si riferiscono è certamente necessario e costituisce una corretta procedura di rappresentazione grafica, ma non risolve il limite fondamentale di questo particolare metodo cartografico. La suddivisione geografica su cui esso si basa, infatti, è artificiale e introduce un forte elemento di arbitrarietà proprio a causa dell'irregolarità delle forme e dell'ampiezza delle singole zone amministrative. Un modo per superare tale inconveniente, quando sono note le coordinate dei punti ove sono localizzati i fenomeni (cioè, le grandezze), è quello di costruire una suddivisione uniforme del territorio per mezzo di una griglia di celle regolari. In questo lavoro, si sono scelte celle di forma esagonale, perché, rispetto alle usuali celle quadrate, godono della proprietà di distribuire i propri centri secondo un reticolo regolare di punti con densità massima (Laurini e Thompson, 1992).

In Figura 3 (*Appendice Tav. 26*) sono raffigurati i medesimi dati dei precedenti cartogrammi, applicando la metodologia della griglia esagonale. In particolare, il territorio della provincia è stato suddiviso in 500 celle esagonali di area costante pari a circa 6 km^2 , dalla cui unione si ottiene un territorio virtuale con un'estensione di 3000 km^2 , a fronte di un territorio provinciale reale di circa 2952 km^2 . Per ognuna di queste celle si è sommato il numero di capi allevati nelle strutture zootecniche presenti al loro interno. Si noti che il valore così ottenuto costituisce, allo stesso tempo, una grandezza assoluta (n° di capi) e una densità poiché, avendo ogni cella la medesima area, il risultato da rappresentare è anche direttamente proporzionale al numero di animali per km^2 nella cella stessa ($[n^\circ \text{ di capi}/\text{km}^2] * 6$).

Un ulteriore vantaggio di questo tipo di rappresentazione è che la dimensione scelta per le celle consente l'analisi delle densità di bovini su scala inferiore a quella comunale e permette l'individuazione di aree ad alta densità, trasversali a più circoscrizioni comunali. E' appena il caso di sottolineare quanto sia importante mantenere un elevato dettaglio territoriale nelle rappresentazioni cartografiche, in modo da minimizzare l'inevitabile perdita d'informazione, tutte le volte che è possibile disporre, come nel nostro caso, di dati territoriali puntuali¹. Nei casi in cui non si disponesse di informazioni territoriali puntuali, è ancora possibile applicare la suddivisione con griglia regolare, a patto di scegliere una dimensione delle celle non inferiore a quella delle unità territoriali di riferimento ed accettando una certa approssimazione nei dati (per ulteriori dettagli si veda: ISTAT, 1988).

Anche con questo metodo di rappresentazione permangono al-

cuni elementi di arbitrarietà legati essenzialmente alla scelta della grandezza delle celle, al numero e all'ampiezza delle classi di densità da rappresentare tramite la scala cromatica o le diverse ombreggiature. Per quanto riguarda il primo punto, comunque, la scelta è vincolata dalla grandezza complessiva della carta e dalla necessità di riconoscere con chiarezza le diverse simbologie utilizzate nel grafico, per cui l'ampiezza delle celle è solitamente suggerita dalla specifica applicazione che si va a realizzare e non comporta particolari problemi.

La scelta della legenda presenta qualche difficoltà in più. La definizione di un numero contenuto di classi, in ogni caso, e un'attenta analisi dell'istogramma di frequenza della popolazione rappresentata, permettono di realizzare grafici non solo corretti da un punto di vista formale e sostanziale, ma anche sorretti dal necessario rigore metodologico.

Applicazioni e possibili sviluppi

A partire dal cartogramma a celle esagonali di Figura 3 (*Appendice Tav. 26*), operando una sorta di "lisciamento" dei dati rappresentati sul grafico, è possibile costruire una carta tematica di immediata lettura e di sicuro effetto, che simula, in un certo senso, le carte tematiche a linee di livello (Figura 4 - *Appendice Tav. 27*).

Tale grafico è stato costruito calcolando una serie di medie successive dei dati associati ai pixel confinanti nell'immagine, mediante una sequenza di filtri realizzati con un software di tipo GIS (Sistemi Informativi Geografici)². I dati così ottenuti sono stati poi riclassificati secondo la legenda utilizzata anche nelle altre carte tematiche di densità, in modo del tutto analogo a quanto effettuato per la produzione dei cartogrammi di Figura 2 e 3 (*Appendice Tav. 25-26*).

Si noti, comunque, che tale cartogramma dipende ancora dalla particolare griglia scelta per la suddivisione del territorio e non costituisce, a rigore, una tecnica di rappresentazione per linee di livello. D'altra parte, non è questo lo scopo con cui il grafico è stato costruito, anche in considerazione del fatto che la tecnica delle linee di livello non si presta ad un uso diffuso per dati puntuali, dato il fatto che il fenomeno si osserva in alcuni punti (allevamenti) ma non nel territorio intermedio. L'obiettivo del cartogramma di Figura 4 (*Appendice Tav. 27*) è piuttosto quello di semplificare ulteriormente la lettura visiva dei dati, che diventa immediata e non implica neppure la spiegazione dell'introduzione della griglia di esagoni, che po-

trebbe richiedere un certo impegno concettuale per i lettori meno pratici delle tecniche di rappresentazione cartografica, senza rinunciare tuttavia ad un elevato dettaglio territoriale nella descrizione del fenomeno.

La geostatistica può, quindi, rivelarsi un utile strumento di analisi territoriale in un'ottica di interpretazione dei collegamenti tra fattori di localizzazione e sviluppo delle produzioni di carne nella provincia di Verona. L'analisi deve ovviamente tener conto che lo sviluppo della produzione bovina è condizionato dalla relazione tra la localizzazione degli allevamenti, quella degli impianti di prima trasformazione (macelli) e quella dei fornitori di input (mangimifici). Queste tre componenti agiscono in un contesto condizionato, inoltre, dalle distanze spaziali (trasporti), dalla natura del prodotto, dall'ambiente naturale (geologico e climatico) e dal contesto economico e sociale locale.

Per cogliere alcuni di questi aspetti, si è proceduto ad un'applicazione dei metodi qui presentati estrapolando dal cartogramma di Figura 4 (*Appendice Tav. 27*) alcuni livelli rappresentativi della densità dei bovini e sovrapponendoli a mappe raffiguranti fenomeni connessi a quello in esame. Nel cartogramma di Figura 5 (*Appendice Tav. 28*), ad esempio, la densità di capi bovini, rappresentata da tre linee di livello, è sovrapposta ad una carta di uso del suolo e alla dislocazione dei principali macelli e mangimifici della zona. Questa carta tematica può quindi suggerire alcune interessanti considerazioni sul tipo di economia agraria prevalente in ciascuna area territoriale. Per non appesantire troppo il grafico e comprometterne la lettura è però necessario ridurre al minimo il numero delle classi rappresentate.

Altri possibili sviluppi delle metodologie cartografiche qui presentate possono riguardare l'utilizzo di altre simbologie grafiche, diverse dalle tonalità cromatiche e dalle campiture, in corrispondenza delle celle che suddividono il territorio in esame. Bachi (1981) ed altri autori propongono l'utilizzo di simboli grafici razionali che consentono una lettura più dettagliata del fenomeno, poiché diventa possibile rappresentare graficamente una gamma più ampia di valori rispetto a quella consentita dall'utilizzo delle tradizionali scale cromatiche e campiture ad intensità crescente. L'obiettivo è quello di permettere al lettore di risalire dal grafico al valore numerico rappresentato con un buon livello di approssimazione. Pur rimanendo aperta la questione delle forme simboliche per definire le intensità, l'utilizzo di questo tipo di simbologia potrebbe essere vantaggioso in tutte le situazioni in cui risulti molto importante visualizzare sul territorio un'ampia gamma di valori del fenomeno.

Un ultimo e importante sviluppo possibile del presente lavoro è

costituito dal calcolo di parametri geostatistici, da affiancare alle rappresentazioni grafiche, che permettano di sintetizzare le principali caratteristiche della distribuzione territoriale del fenomeno in esame e di effettuare rapidi confronti tra diverse distribuzioni o, entro la stessa distribuzione, in diversi istanti temporali (Bachi, 1994). Tali parametri consentono di cogliere diversi aspetti delle distribuzioni, come il baricentro del fenomeno sul territorio, il grado di dispersione, la concentrazione e vari aspetti della forma della distribuzione.

Conclusioni

Il cartogramma, se prodotto senza un adeguato rigore metodologico, può facilmente condurre ad errate interpretazioni del fenomeno oggetto di studio, con conseguenze anche rilevanti sulle successive fasi di analisi. Contrariamente a quanto si pensi, ciò accade con una certa frequenza, dato che alcune delle tecniche usuali di rappresentazione proposte nei software correnti risultano di per sé facilmente fuorvianti se non si presta attenzione ad alcuni particolari nella fase di concreta realizzazione.

L'applicazione di metodologie statistiche standardizzate per la produzione di grafici, eventualmente corredati da parametri geostatistici, può invece dare al cartogramma una valenza strategica nell'attività di indagine e di orientamento nelle successive fasi d'analisi, rendendo la rappresentazione grafica un vero e proprio strumento di ricerca e non più di semplice mezzo di divulgazione e comunicazione visiva di risultati già raggiunti per altra via.

Note

¹ Si parla di dati puntuali quando il fenomeno è localizzato solo in alcuni punti del territorio e non è diffuso su ampie superfici. I dati elaborati comprendevano l'indicazione delle coordinate geografiche degli allevamenti bovini, con un possibile errore di posizione stimato inferiore ai 60 m. di raggio nel 95% dei casi.

² Per l'analisi dei dati e la costruzione dei cartogrammi relativi è stato utilizzato il sistema GIS IDRISI della Clark University (USA).

Bibliografia

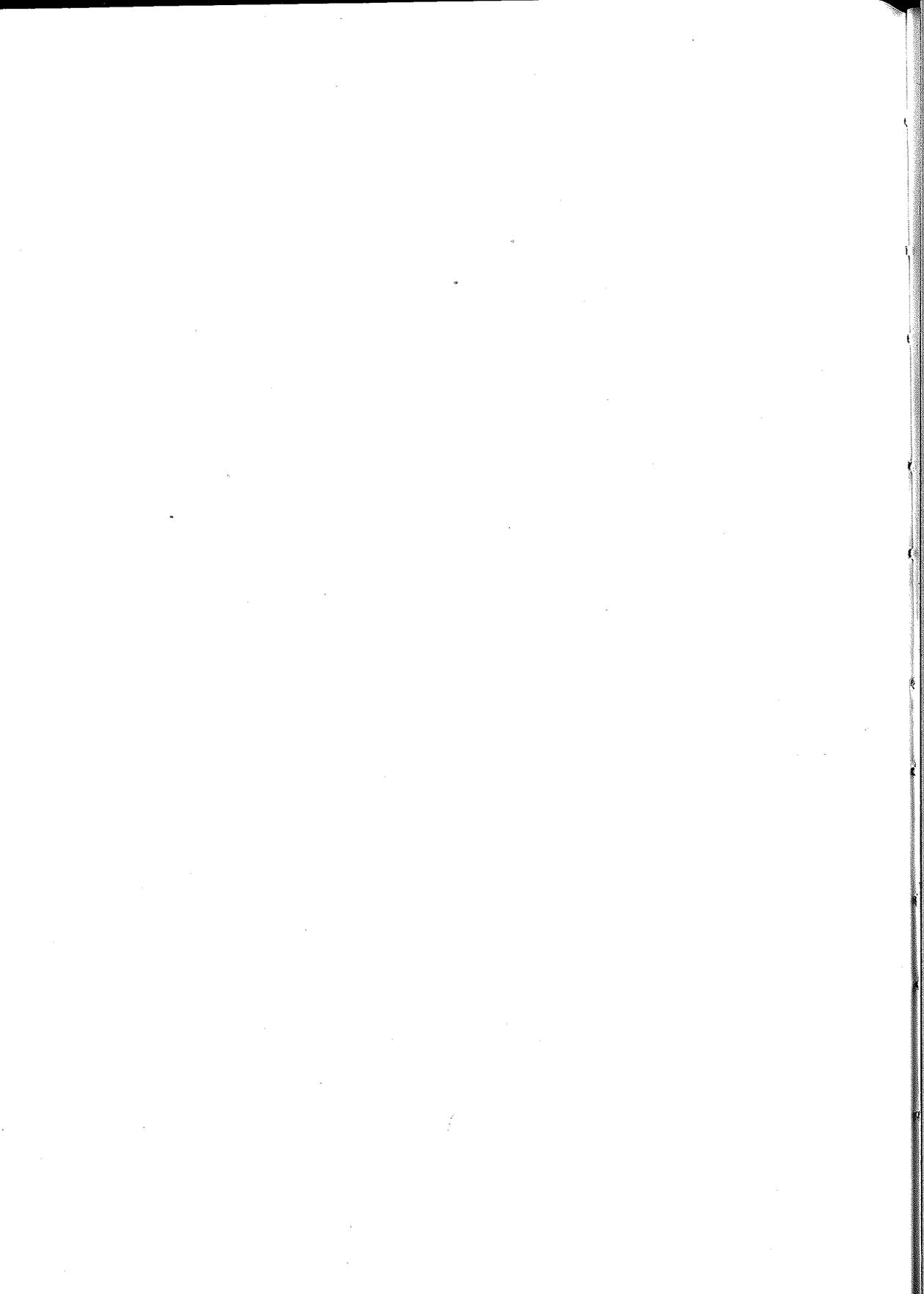
BACHI R. (1981). Mapping the Main Characteristics of Distribution of Populations Over Territories. *Bull. Int. Statistical Inst.*, 49, vol. 2: 1003-1026.

- BACHI R. (1994). Parametri delle caratteristiche generali di distribuzioni di popolazioni sul territorio. *Atti 32ª Riun. Scientifica Soc. Ital. Statistica*, Sorrento, 11-13 Aprile 1994, vol. 2: 149-169.
- FERRARESE F. (1995). *Attività di profilassi del patrimonio zootecnico in un territorio a rischio di eventi calamitosi. La sperimentazione di tecniche di controllo e gestione territoriale nel settore veterinario dell'AULSS n° 18 - Rovigo*, Quaderni del Centro Regionale di Epidemiologia Veterinaria, Padova.
- GIUPPONI C., RIGATTI LUCHINI S. (1992). Inquadramento generale del software per l'elaborazione di dati territoriali e le analisi statistiche. *Atti 34ª Riun. Scientifica Soc. Ital. Statistica*, Pescara, 21-24 Aprile 1992, vol. 2: 101-106.
- GIUPPONI C., RIGATTI LUCHINI S. (1996). *Metodologie informatiche per l'interpretazione spaziale di dati agrometeorologici*. Regione del Veneto, Dipartimento per l'Agrometeorologia, 93 pp.
- ISTAT (1988). *Atlante Statistico Italiano*. Roma.
- LAURINI R., THOMPSON D. (1992). *Fundamentals of Spatial Information Systems*, Academic Press, London.
- LOMBARDO E. (1990). A proposito di atlanti statistici. *Rivista Milanese di Economia*, anno IX, 33: 89-97.



APPENDICE

TAVOLE A COLORI



Tav. 1 (Castrignanò e Martinelli)

Figura 1

Mappe di probabilità e di N-NO₃ corrispondenti ai quantili 0,25; 0,50 e 0,75 alla profondità 0-20 cm.

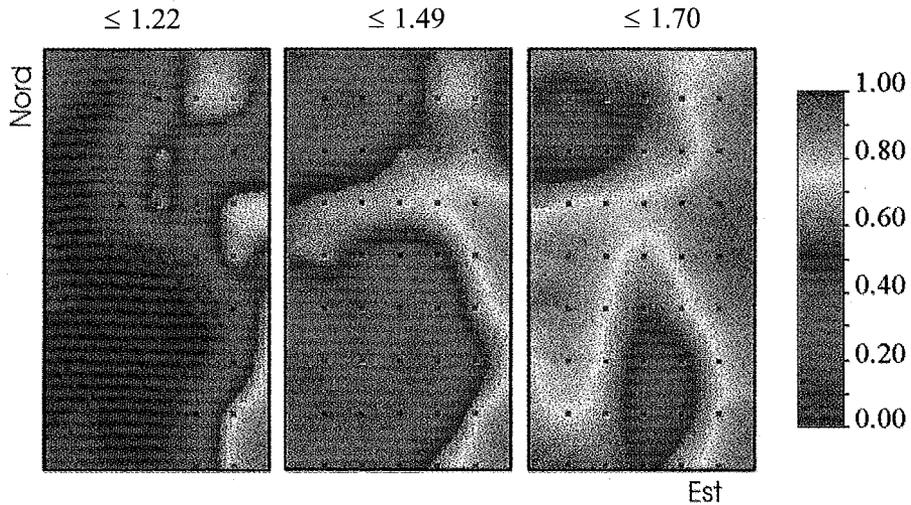
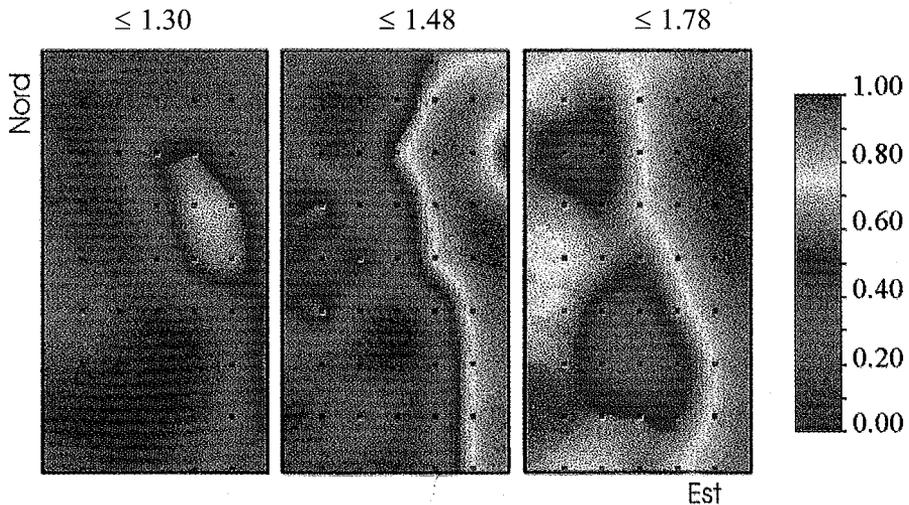


Figura 2

Mappe di probabilità e di N-NO₃ corrispondenti ai quantili 0,25; 0,50 e 0,75 alla profondità 20-40 cm.



Tav. 2 (Castrignanò e Martinelli)

Figura 3

Mappe di probabilità e di N-NH₄ corrispondenti ai quantili 0,25; 0,50 e 0,75 alla profondità 0-20 cm.

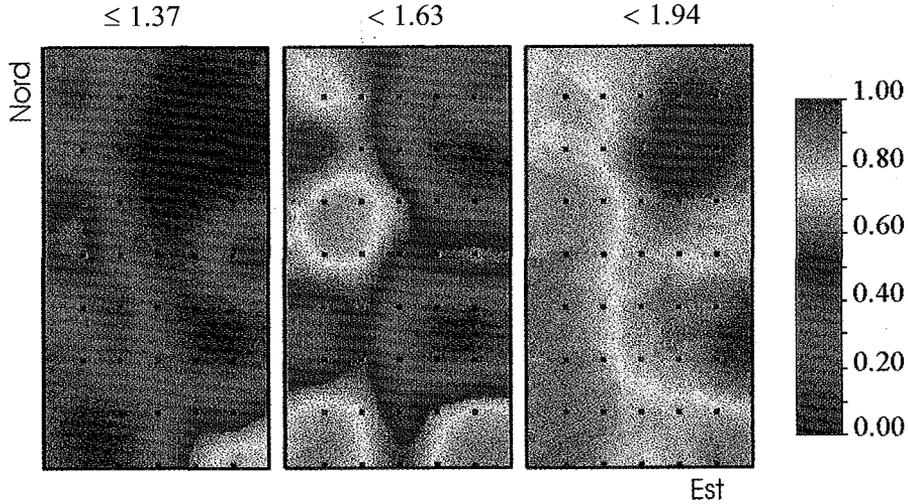
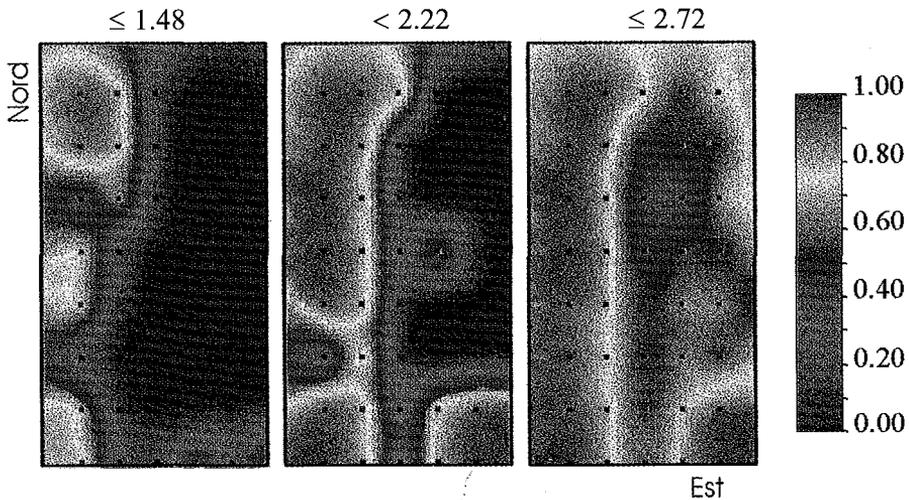


Figura 4

Mappe di probabilità e di N-NH₄ corrispondenti ai quantili 0,25; 0,50 e 0,75 alla profondità 20-40 cm.



Tav. 3 (Bocchi)

Figura 1 - Dosi di fango distribuibili nel triennio con diverse combinazioni di pH e CSC del terreno, secondo il D.P.R. n° 99 del 27 gennaio 1992

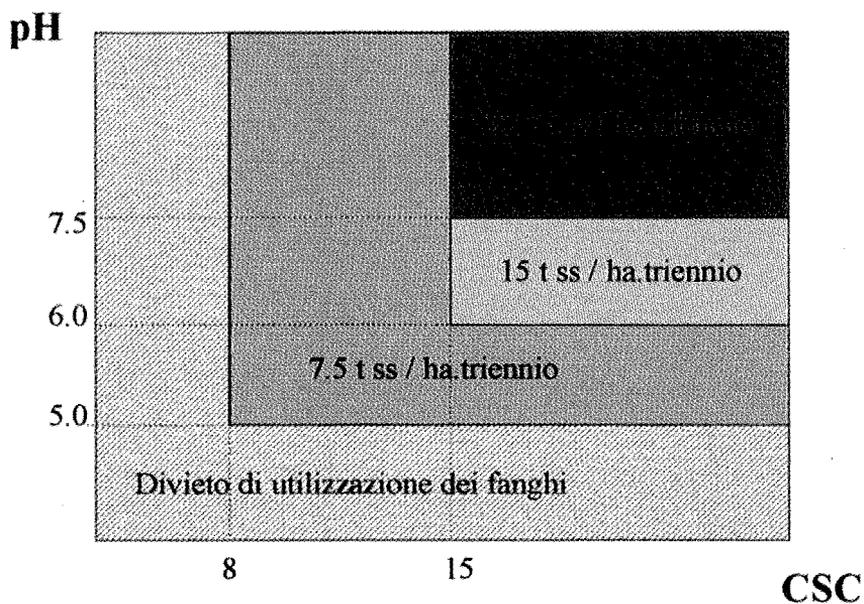
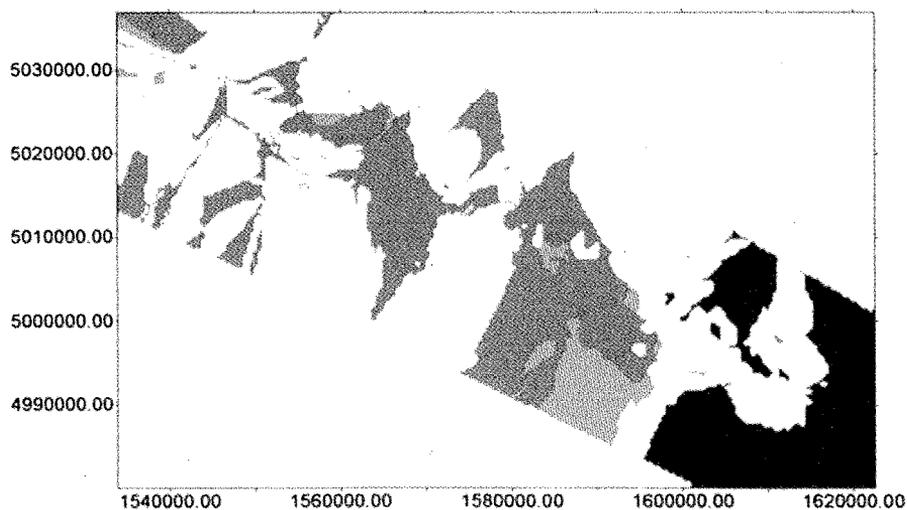
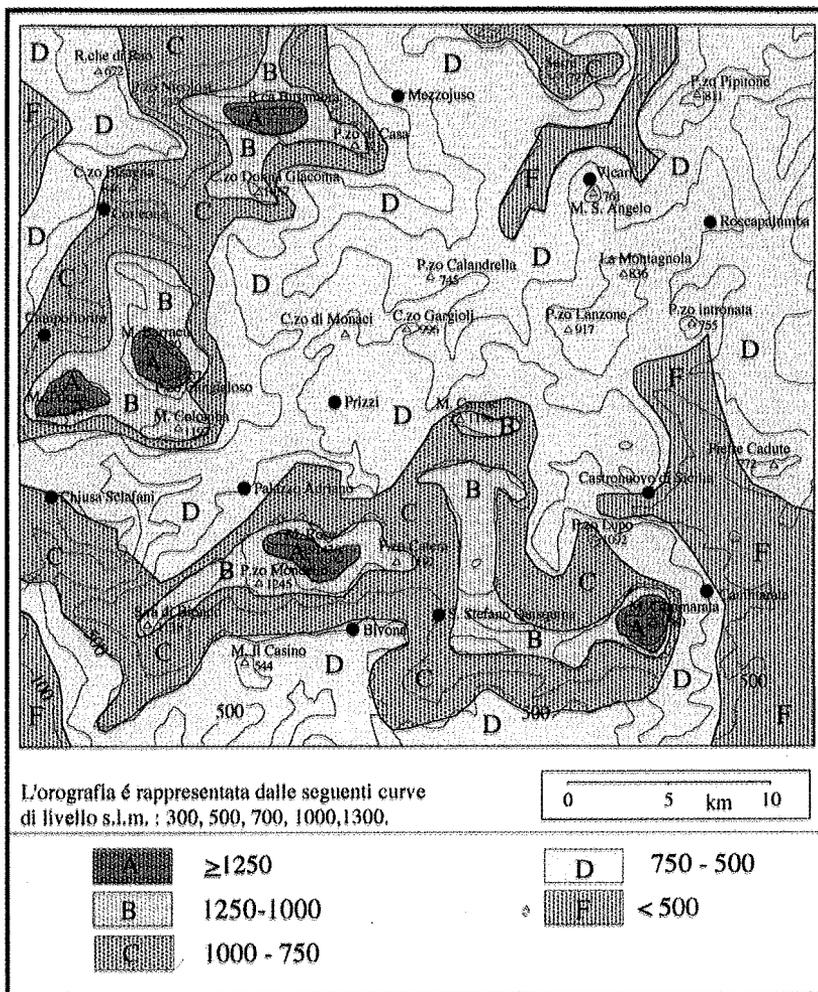


Figura 5 - Classe di spandimento dei fanghi (probabilità = 70%).



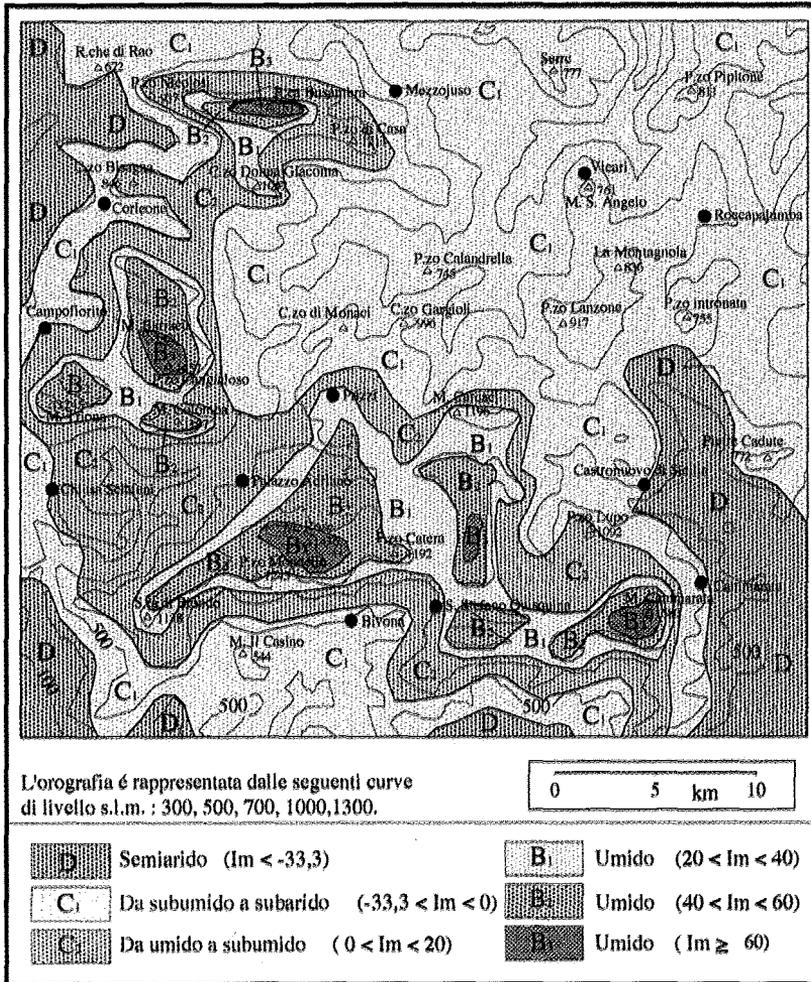
Tav. 5 (Raimondi et. al.)

Fig. 2 - Distribuzione della piovosità media annua (mm).



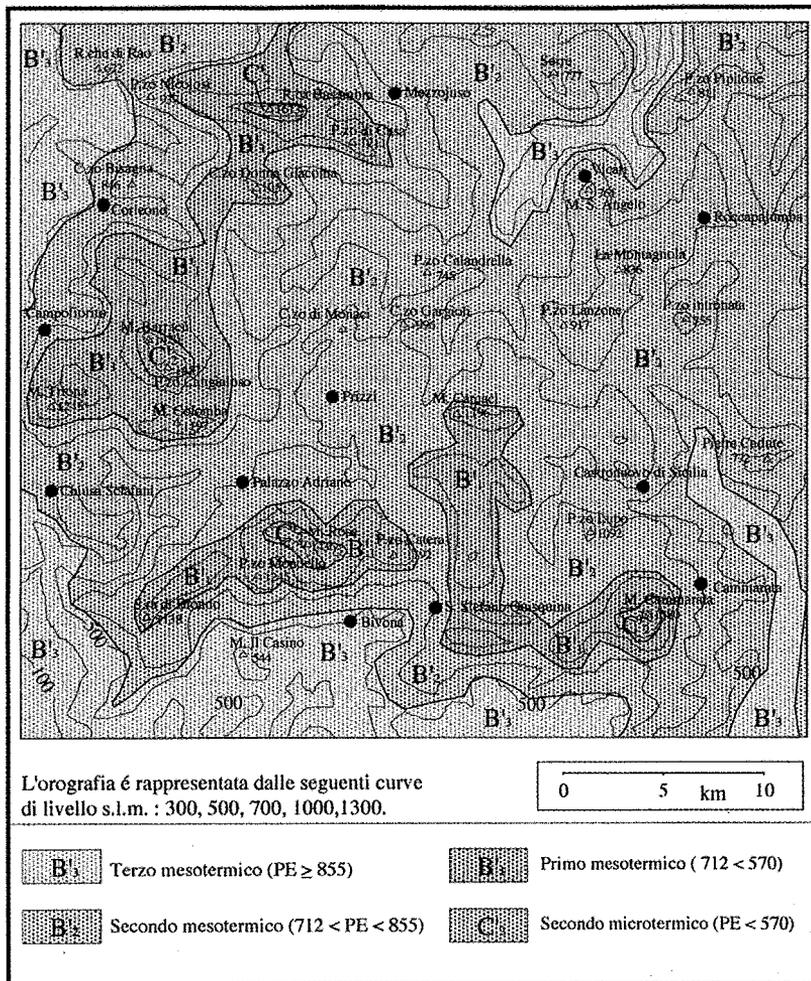
Tav. 6 (Raimondi et. al.)

Fig. 3 - Distribuzione dei tipi climatici secondo la classificazione di C.W. Thornthwaite (Im = indice di umidità globale).



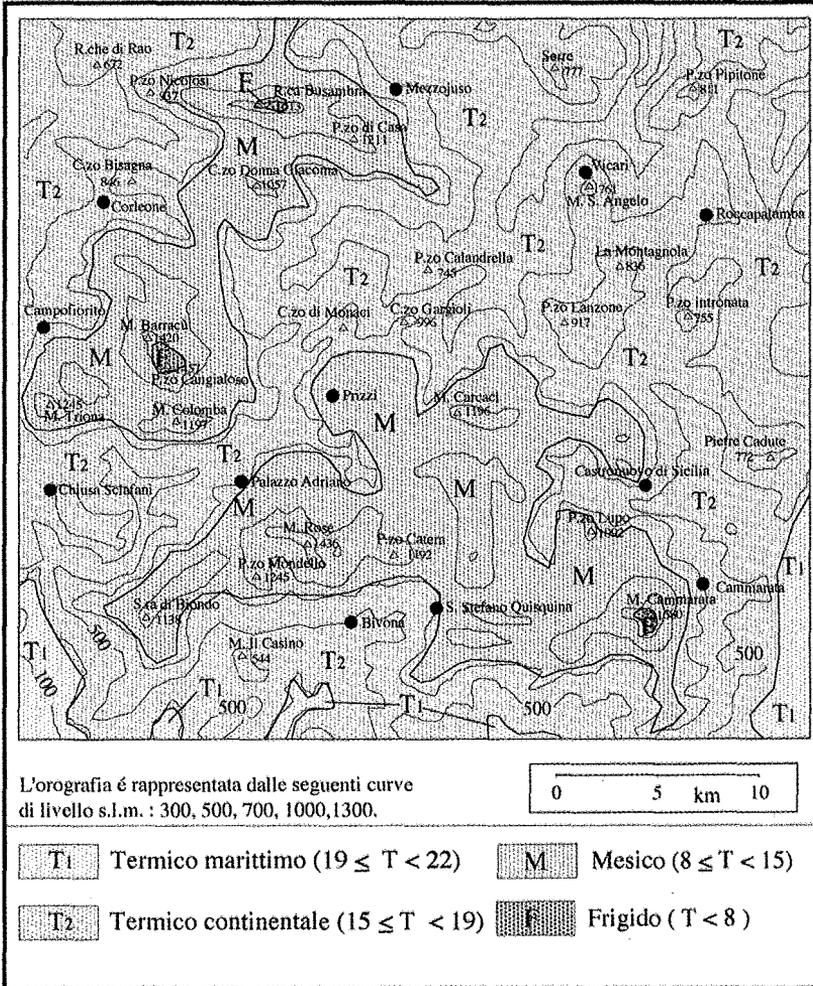
Tav. 7 (Raimondi et. al.)

Fig. 4 - Distribuzione delle varietà climatiche (PE = Evapotraspirazione potenziale in mm).



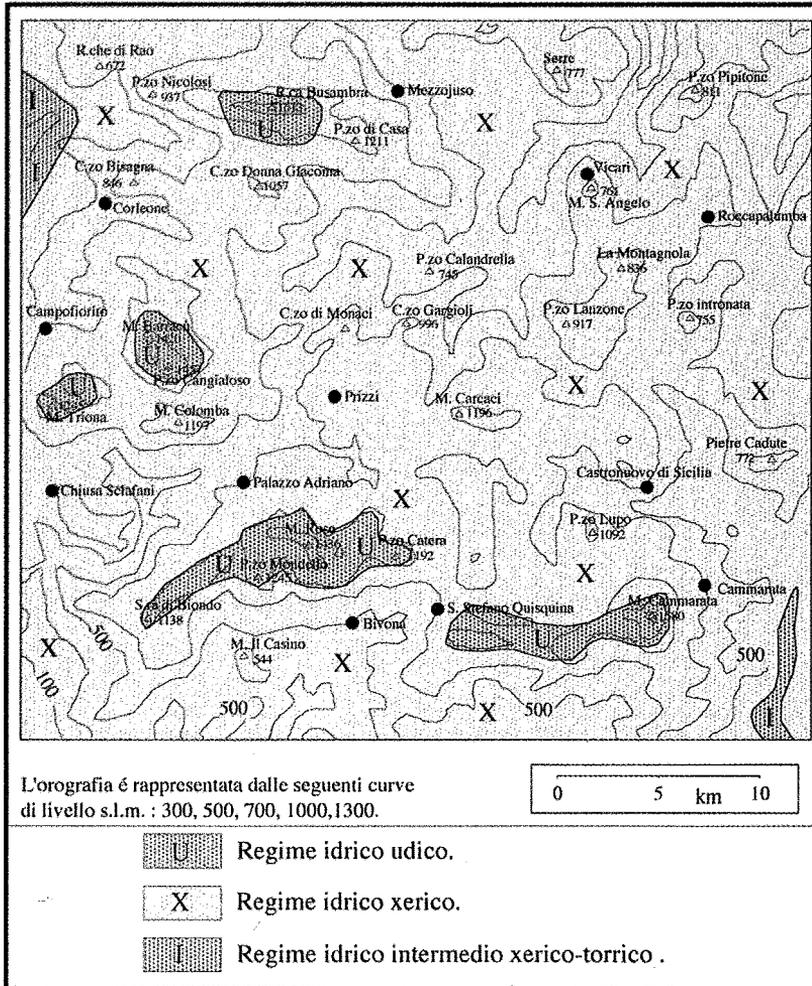
Tav. 8 (Raimondi et. al.)

Fig. 5 - Distribuzione dei regimi termometrici dei suoli (T = temperatura media annua del suolo in °C).



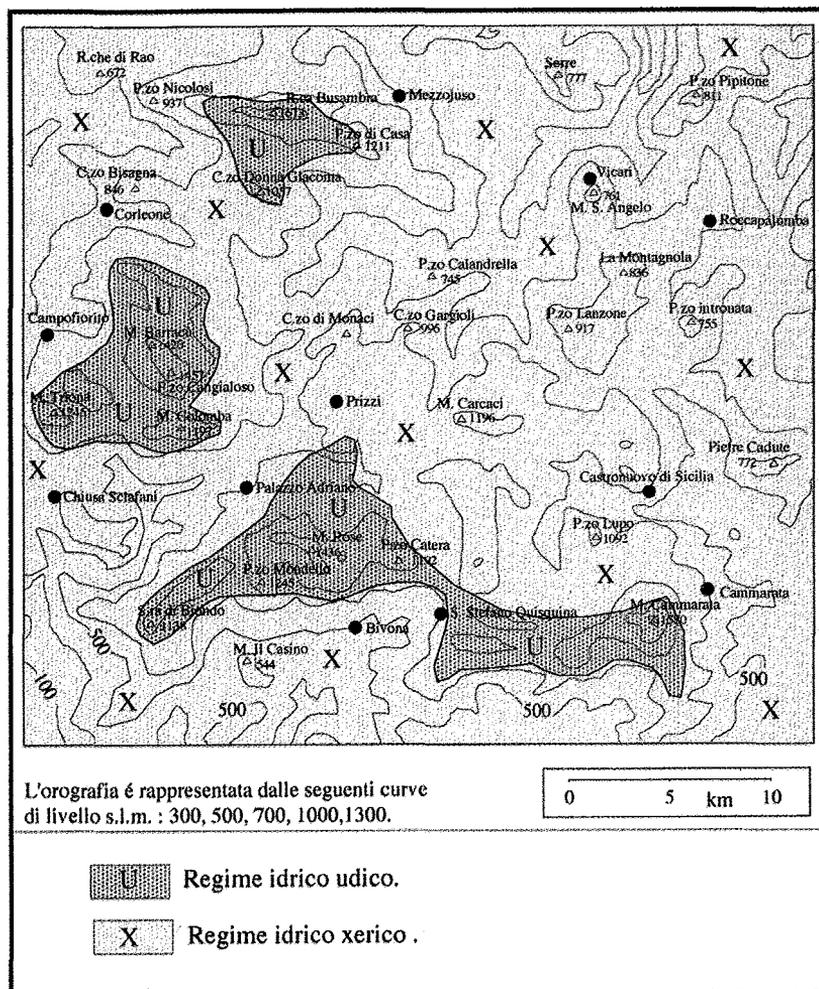
Tav. 10 (Raimondi et. al.)

Fig. 7 - Distribuzione dei regimi idrici dei suoli aventi una capacità di ritenzione idrica disponibile di 50 mm.



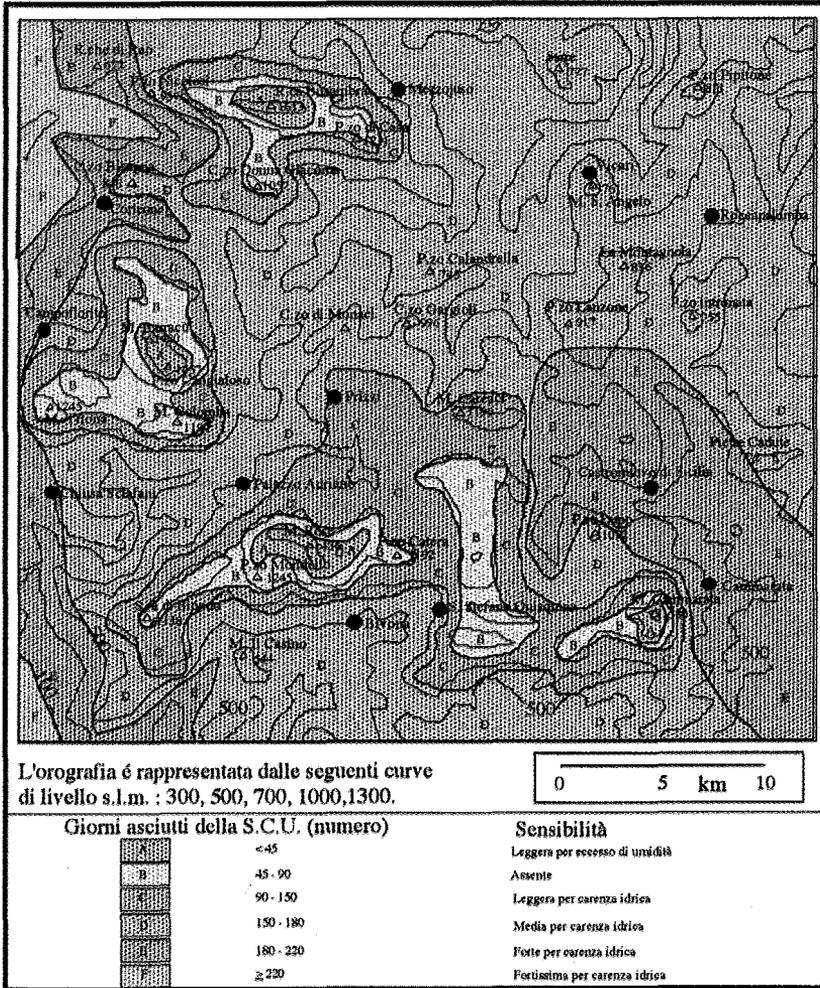
Tav. 11 (Raimondi et. al.)

Fig. 8 - Distribuzione dei regimi idrici dei suoli aventi una capacità di ritenzione idrica disponibile di 100 mm.



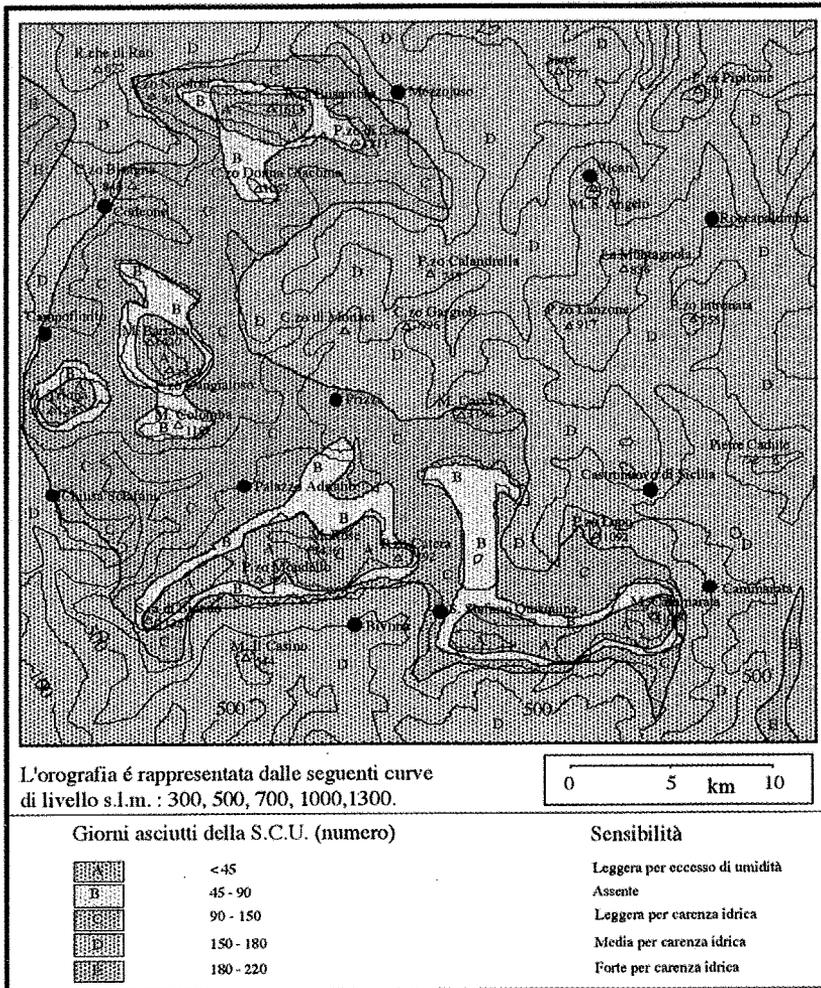
Tav. 14 (Raimondi et. al.)

Fig. 11 - Sensibilità delle colture cerealicole autunno-primaverile e della cotica erbosa dei pascoli ai giorni asciutti annui della sezione di controllo dell'umidità (S.C.U.) per i suoli aventi 25 mm di A.W.C.



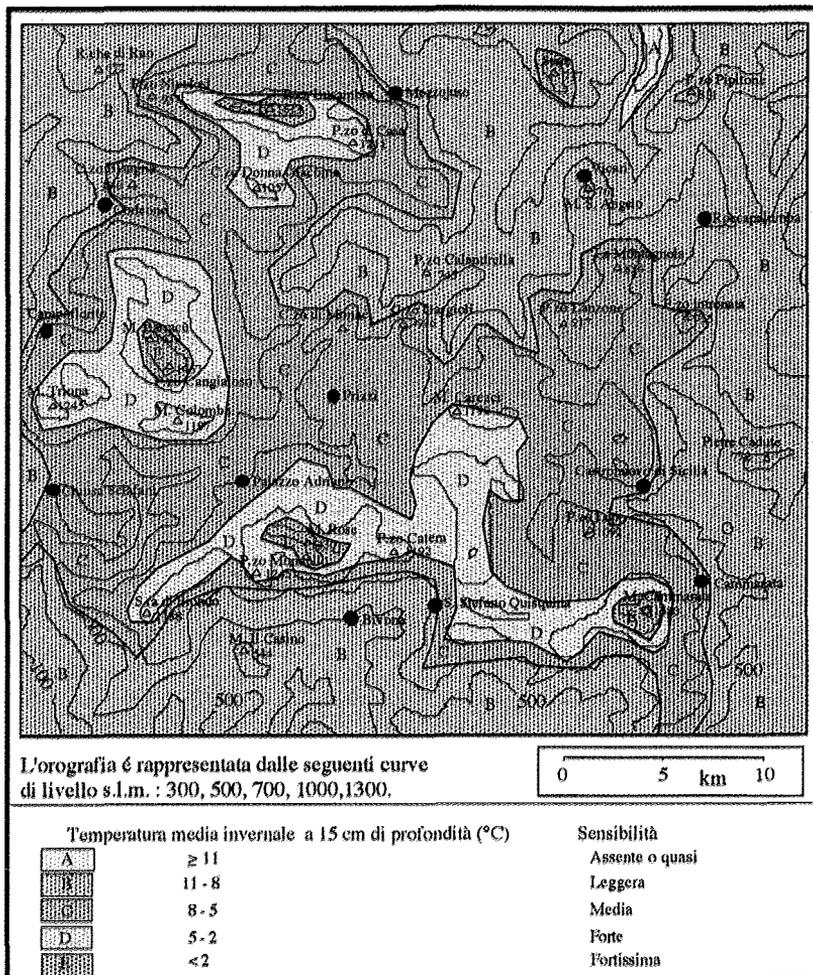
Tav. 15 (Raimondi et. al.)

Fig. 12 - Sensibilità delle colture cerealicole autunno-primaverile e della cotica erbosa dei pascoli ai giorni asciutti annui della sezione di controllo dell'umidità (S.C.U.) per i suoli aventi 50 mm di A.W.C.



Tav. 19 (Raimondi et. al.)

Fig. 16 - Sensibilità delle colture cerealicole autunno-primaverile e della cotica erbosa dei pascoli alla temperatura media invernale del suolo a 15 cm.



Tav. 20 (Sacco e Zavattaro)

Fig. 1. Mappa dei siti di rilievo nel comune di Fossano (CN) e tipi pedologici presenti nell'area. 1, alfisuolo; 2, 3, 4, inceptisuoli; 5, 6, mollisuoli.

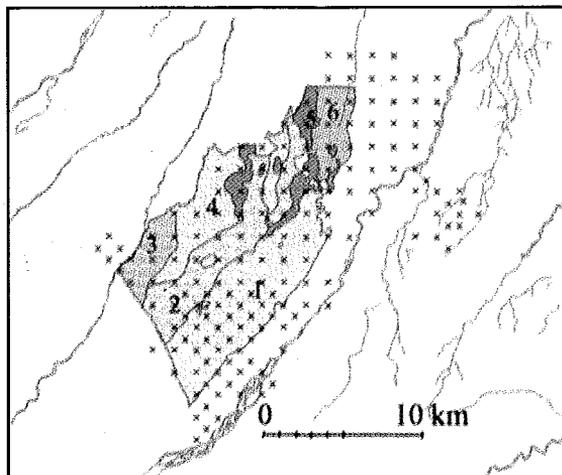
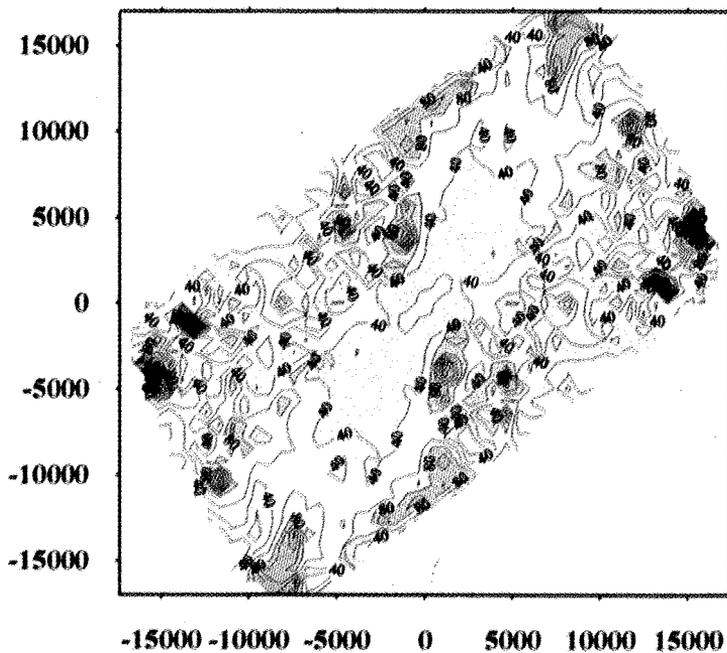
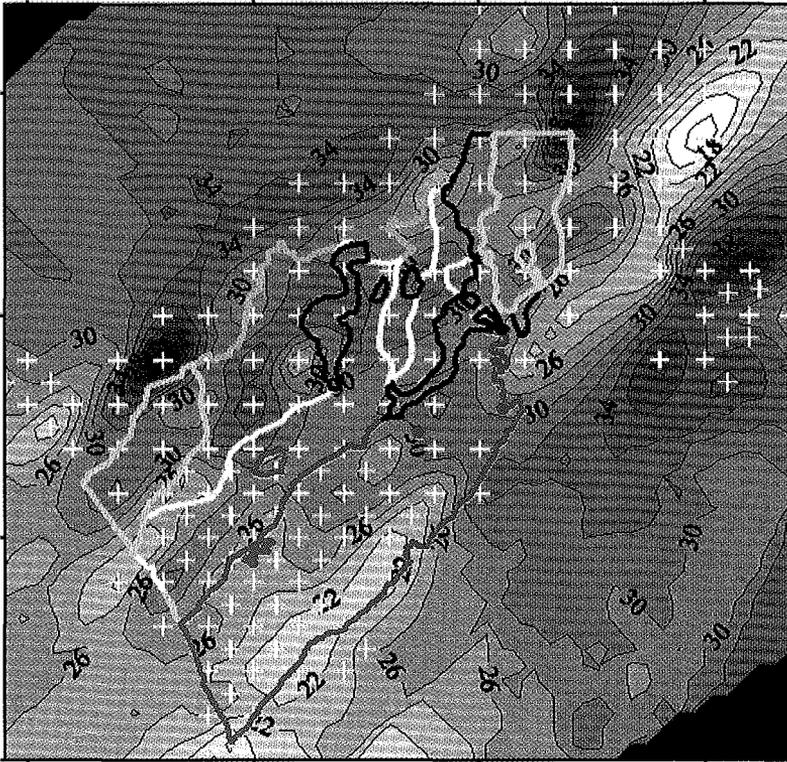


Fig. 3. Funzione di semivarianza $\gamma(h)$ su tutte le direzioni (interpolazione lineare). Le distanze sono espresse in m.



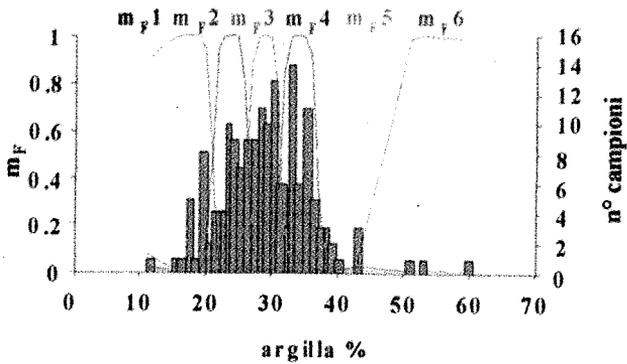
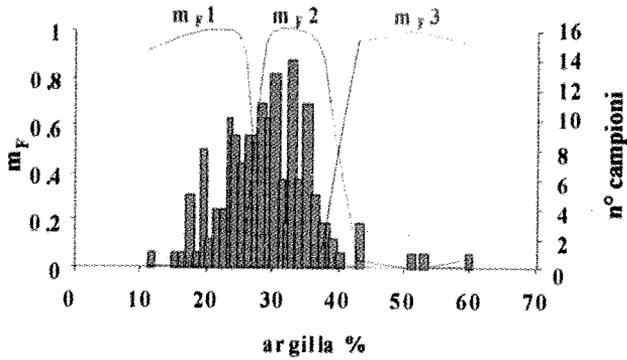
Tav. 21 (Sacco e Zavattaro)

Fig. 5. Mappa interpolata dell'anisotropia del contenuto di argilla dei suoli con una funzione kriging che tiene conto dell'anisotropia dei dati.



Tav. 22 (Sacco e Zavattaro)

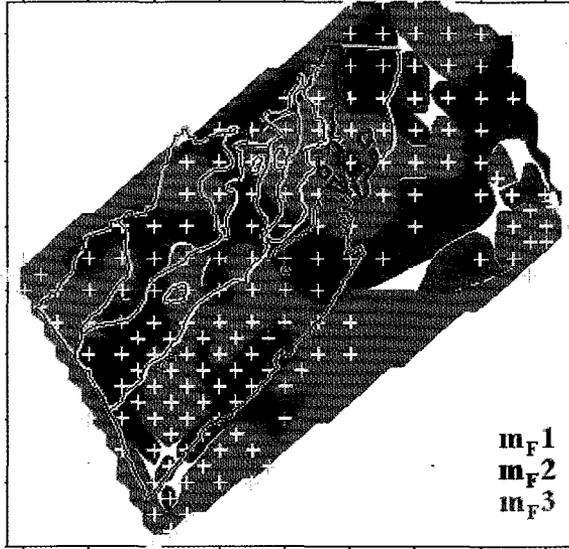
Fig. 6. Membership functions delle 3 o 6 classi di suoli sulla base del tenore in argilla, e distribuzione della frequenza dei dati nel dataset completo.



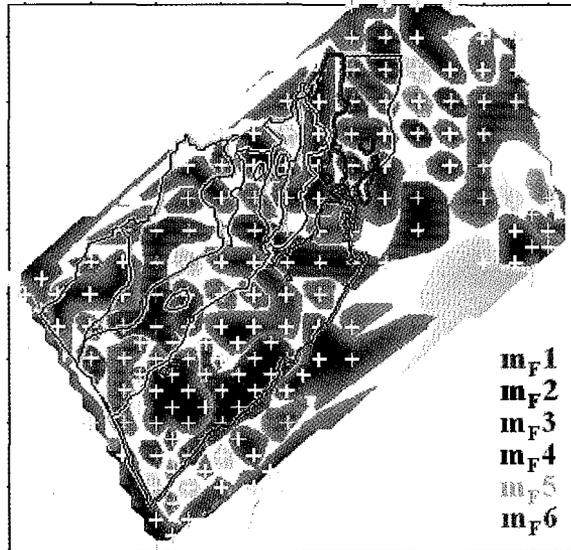
Tav. 23 (Sacco e Zavattaro)

Fig. 8. Mappa delle classi di suolo con $m_F \geq 0.5$. A, tre classi; B, sei classi.

A

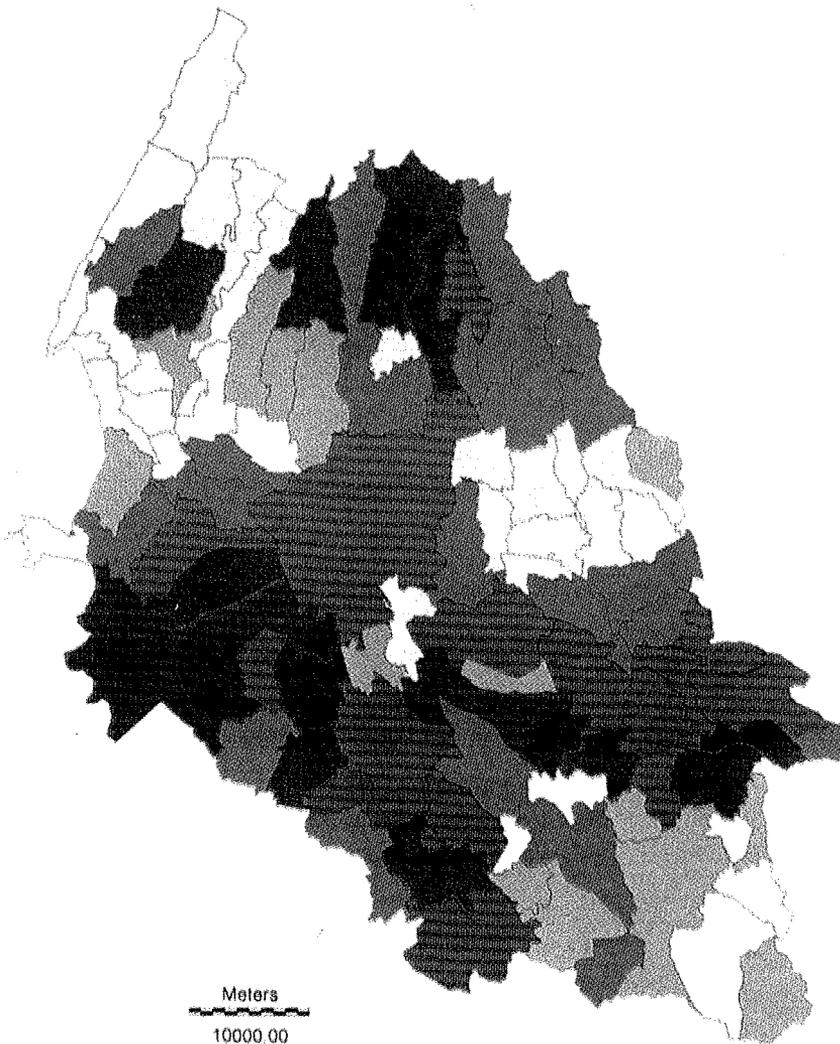


B



Tav. 24 (*Rigatti Luchini et al.*)

Figura 1 - Numero di capi bovini per Comune (Prov. di Verona)

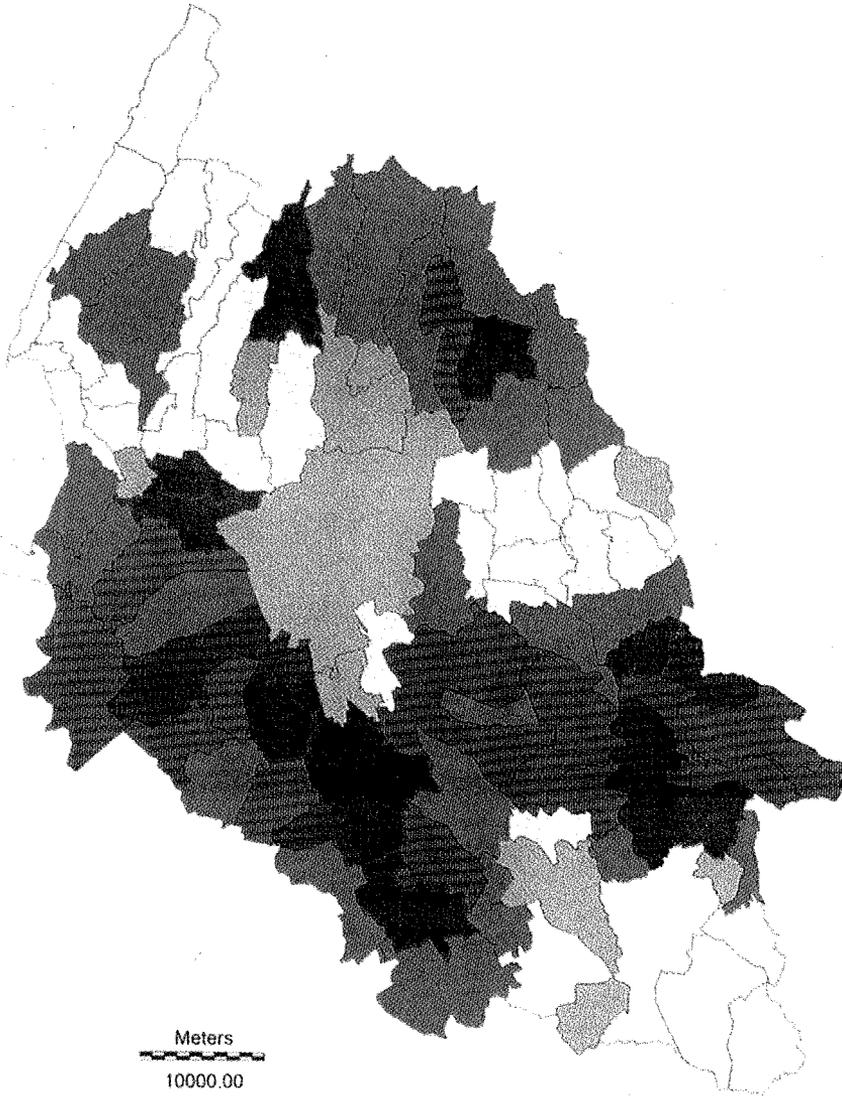


Capi bovini in UBA:

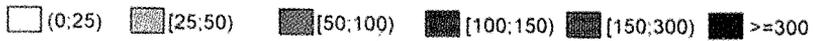


Tav. 25 (Rigatti Luchini et al.)

Figura 2 - Densità di capi bovini per Comune (Prov. di Verona)

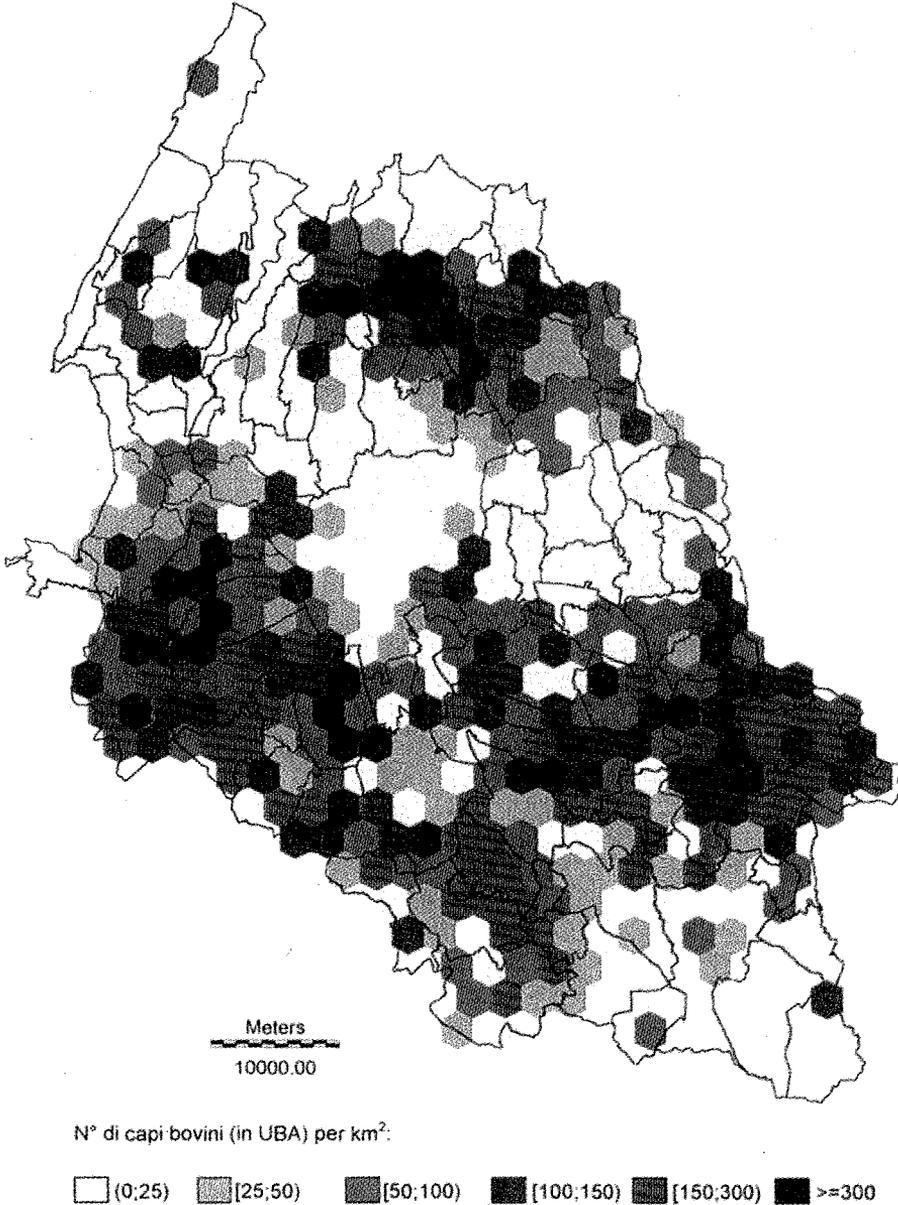


N° di capi bovini (in UBA) per km².



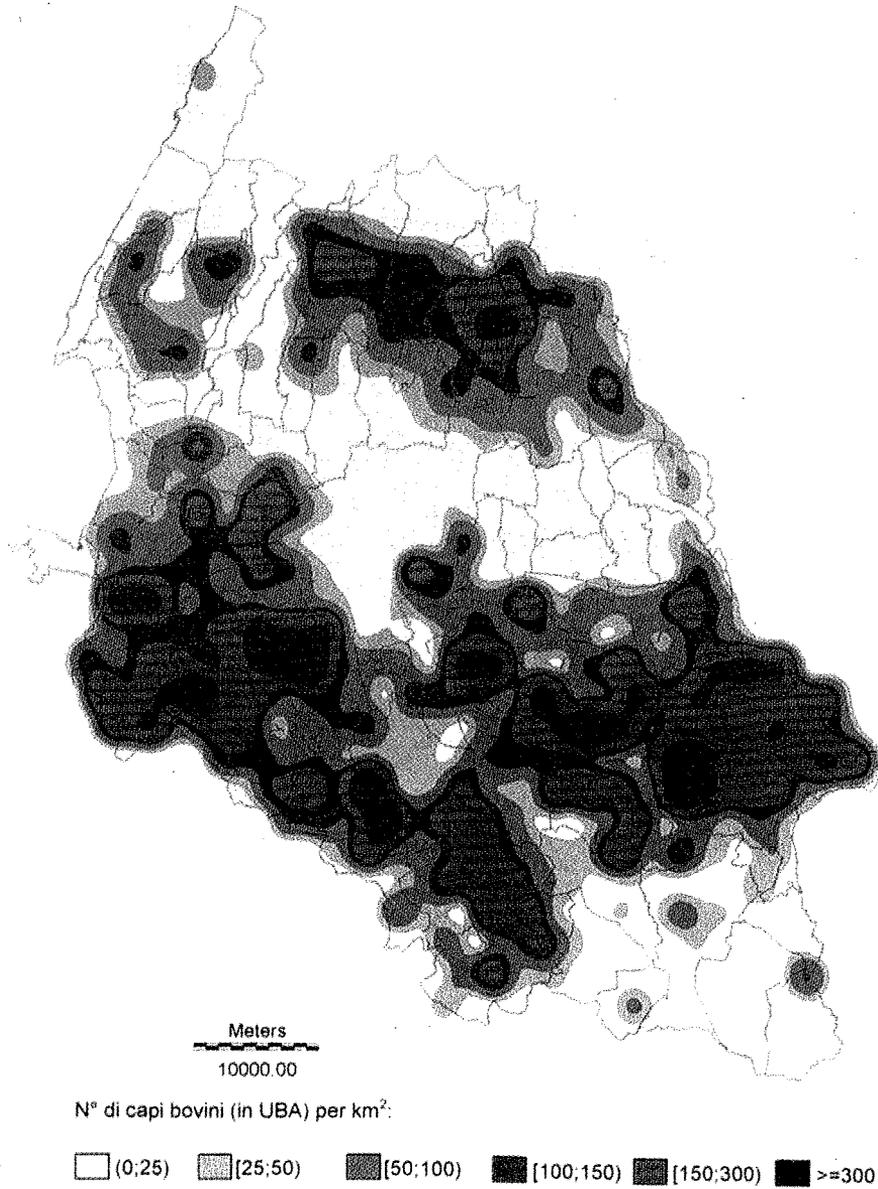
Tav. 26 (*Rigatti Luchini et al.*)

Figura 3 - Densità di capi bovini (Prov. di Verona)



Tav. 27 (Rigatti Luchini et al.)

Figura 4 - Densità di capi bovini (Prov. di Verona)



Tav. 28 (Rigatti Luchini et al.)

Figura 5 - Uso del suolo e densità di capi bovini (Prov. di Verona)

