

Problematiche della salinità nelle aree irrigue meridionali

Massimo Monteleone*

*Dipartimento di Scienze Agro-Ambientali, Chimica e Difesa Vegetale
Università degli Studi di Foggia
Via Napoli 25, 71100 Foggia*

Data di presentazione: 8 febbraio 2006

Riassunto

Dopo una sintetica rassegna delle più preoccupanti pressioni esercitate a carico dei suoli e delle acque, l'articolazione del lavoro prevede una illustrazione dei criteri generali e dei principi normativi che debbono guidare, da un lato, l'intervento tecnico a carattere aziendale e, dall'altro, l'attività di pianificazione territoriale nel campo della protezione del suolo e della salvaguardia delle risorse idriche. Il problema della salinità è poi affrontato attraverso l'analisi della natura ed origine della salinità dei suoli e del complesso delle relazioni quantitative in grado d'interpretare i fenomeni di accumulo e lisciviazione dei sali nel suolo. Precisate le indispensabili basi conoscitive del fenomeno della salinità, vengono poi considerati gli aspetti tecnici inerenti la gestione delle acque e dei suoli. Particolare rilievo è affidato alla tecnica irrigua ed alla lisciviazione nonché, più fugacemente, all'insieme degli interventi agronomici in grado di garantire il più efficace controllo della salinità. Elemento tecnico altrettanto determinante, sebbene di prassi trascurato o ritenuto troppo spesso secondario rispetto all'approvvigionamento idrico ed all'irrigazione, è quello connesso al drenaggio delle acque di lisciviazione, alla loro raccolta e smaltimento controllato a seguito, o meno, di specifico trattamento di depurazione. L'accresciuta sensibilità nei riguardi degli impatti ambientali che lo smaltimento di queste acque può generare ha elevato il livello di attenzione su questi procedimenti che sono oggi disciplinati da opportune norme di legge e, pertanto, richiedono appropriate tecniche d'intervento. Definiti i diversi ordini di scala coinvolti nella gestione delle problematiche connesse alla salinità (dal livello aziendale fino al territorio nel suo complesso), vengono forniti, in ultimo, alcuni elementi di base per la formulazione di un'analisi del rischio e di un piano d'intervento nonché delle indicazioni riguardo i metodi oggi impiegati per eseguire il monitoraggio della salinità, strumento indispensabile per verificare il possibile estendersi del fenomeno e mantenerne rigorosamente il controllo.

Parole chiave: suoli salini e sodici, acque salmastre, lisciviazione dei sali, acque di drenaggio, analisi del rischio, monitoraggio ambientale, conducibilità elettrica del suolo.

Summary

SALINITY MANAGEMENT IN SOUTHERN ITALY IRRIGATION AREAS

After a synthetic review of the most worrisome pressures applied over soils and waters, general criterions and normative principles that have to lead the technical intervention on soil and water protection are accounted, both with respect to farm activity and land planning. The salinity problem is faced, then, through the analysis of the nature and origin of saline soil and of the complex quantitative relationships able to interpret the accumulation and leaching of soil salts. Having specified the theoretical bases of salinity, the related technical features are then considered in order to define a proper management of soil and waters. Particular relevance is assigned to the irrigation and leaching techniques as well as, more briefly, to other agronomic interventions in order to guarantee the most effective salinity control. Another relevant technical facet of salinity control, although quite often neglected or retained of secondary importance in comparison to irrigation, is the drainage and disposal of leached water. The increased sensibility on the environmental impacts that the disposal of these waters can produce has raised today the level of attention on these procedures that are disciplined by norms of law and, therefore, require appropriate techniques of intervention. Finally, after the different scale orders involved in the management of salinity are defined (from the field and farm level up to the land and basin), the fundamental elements in order to work out a risk analysis and an action program are illustrated; some indications about the most up to date salinity monitoring and mapping methods are also provided, considering their great importance to continuously check the possible broadening of salinization and to carefully maintain its control.

Key-words: saline and sodic soils, brackish waters, salt leaching, drainage water, risk analysis, environmental monitoring, soil electrical conductivity.

* Autore corrispondente: tel: ++39 0881 589223. Indirizzo e-mail address: m.monteleone@unifg.it
Relazione presentata al XXXVI Convegno della Società Italiana di Agronomia dal titolo "Ricerca ed innovazione per le produzioni vegetali e la gestione delle risorse agro-ambientali", Foggia, 20-22 settembre 2005.

1. Introduzione

Le dimensioni e la gravità del fenomeno fanno sì che ormai la salinità debba essere definita come condizione e/o processo di degrado ambientale *tout-court* e non possa più essere considerata una problematica di esclusiva attinenza agronomica. Ad uno sguardo più ampio e generale, infatti, il problema coinvolge una gamma così ampia di fattori ed innesca conseguenze così radicali da condizionare l'assetto ecologico-ambientale di vasti territori; la salinità è oggi unanimemente ritenuta una seria minaccia all'ambiente in quanto direttamente insidia il valore e la qualità delle sue risorse ed altera l'equilibrio delicato dei processi ecologici.

In questo quadro così problematico si inserisce l'attività agricola, che si affianca a tutte le più diverse forme di utilizzazione delle risorse naturali da parte dell'uomo. Fra queste risorse, due sono quelle fondamentali per il nostro pianeta: l'acqua ed il suolo; su di esse si fonda l'esercizio dell'agricoltura e, condizione assai più determinante, la stessa esistenza dell'uomo e della biosfera.

1.1 Inquadramento ed articolazione del lavoro

A mo' di un Giano bifronte, il proposito dichiarato di questa relazione è quello di esplorare le due facce del fenomeno di degrado connesso alla salinità, cogliendone sia il risvolto più strettamente associato alla risorsa idrica che quello maggiormente connesso al suolo, tenendo sempre presente gli effetti complessi della loro reciproca influenza, consapevoli dell'intima interferenza che ha luogo fra processi che vedono implicate entrambe le risorse.

L'analisi, lo si afferma in linea programmatica, non potrà non soffermarsi sull'aspetto legato alla corretta gestione aziendale della problematica concernente la salinità, specificamente nel contesto delle produzioni agricole. Parallelamente, però, si evidenzia l'opportunità di esplorare una seconda dimensione del fenomeno, consci che forse proprio in questo ambito se ne palesano gli aspetti più decisivi, oltre che innovativi, sia sotto l'aspetto metodologico che tecnologico. Questa dimensione "parallela" investe il piano territoriale; essa punta ad elaborare le metodologie e gli strumenti tecnici che occorre mettere in atto sul fronte della pianificazione e della gestione territoriale, al fine di

prevenire, contenere o mitigare gli effetti della salinità su di una scala di riferimento che si estende ben oltre i confini della singola azienda; occorre infatti chiamare in causa l'intricata trama dei fenomeni idro-geo-pedologici che attengono alla scala del "distretto", del "comprensorio" o della "regione". Le unità territoriali a cui riferire l'analisi possono essere intese in senso geografico (es. il bacino idrografico) o secondo un'accezione più marcatamente tecnico-amministrativa (es. la ripartizione territoriale relativa alla gestione del servizio irriguo od i confini amministrativi di comuni, province, regioni, ecc.).

La dimensione territoriale delle problematiche agronomiche è stata affrontata in un seminale convegno SIA tenutosi a Palermo un decennio fa (SIA, 1996). La tradizione degli studi agronomici (nel cui alveo emerge la scuola italiana) ha conseguito una consolidata esperienza nello studio e nella progettazione territoriale, come ad es. nel settore del risanamento idraulico e della trasformazione irrigua di vasti comprensori; ciò nonostante, l'agronomia del territorio, rispetto a quella aziendale, permane, in un certo senso, "scienza nuova" (Cavazza, 1996).

L'aspetto più innovativo, che ha consentito, in questo ultimo decennio, un coinvolgimento sempre più attivo della figura dell'agronomo al fianco di altre figure professionali ordinariamente interessate ai problemi del territorio (soprattutto ingegneri ed architetti), è derivato dalla pianificazione e gestione degli usi del territorio, con particolare attenzione alle esigenze di monitorare e contenere gli impatti ambientali dei quali viene imputata anche l'attività agricola. Infatti, l'inquinamento a carattere prevalentemente diffuso che, in genere, si associa all'agricoltura, chiama direttamente in causa il contesto territoriale entro cui tale alterazione degli equilibri ambientali viene direttamente a manifestarsi (senza che vi sia la possibilità di un proficuo ed efficace intervento alla fonte, invece possibile nell'inquinamento di tipo puntiforme, localizzato e circoscritto).

Ciò chiarisce la determinante importanza di condurre delle analisi ed elaborare degli interventi estesi alla scala territoriale. Per citare solo alcuni esempi, che testimoniano il rinnovato impulso verso studi agronomici a carattere territoriale, si pensi all'elaborazione delle carte di vulnerabilità all'inquinamento da nitrati, alla lo-

calizzazione delle aree destinate allo smaltimento di liquami od alla delimitazione delle aree di rispetto degli acquiferi nonché alla zonazione regionale conseguente l'applicazione delle *good practices* previste dalle misure agro-ambientali od all'individuazione delle aree a rischio di erosione o desertificazione, ecc.

Anche in sede istituzionale, con riferimento alla definizione delle strategie di sviluppo socio-economico da parte degli Enti Locali, gli studi agronomici a carattere sovra-aziendale rientrano ormai a pieno titolo nelle ordinarie procedure di pianificazione a scala vasta (si pensi all'elaborazione dei Piani Provinciali di Coordinamento, dei Piani Integrati Territoriali, dei Piani Paesistici Regionali, ecc.).

La gestione territoriale (su scala di bacino) delle problematiche connesse alla salinità consentirebbe di coniugare in modo virtuoso la tradizionale esperienza degli studi agronomici in ambito territoriale con l'attuale elevato livello di attenzione nei riguardi delle esigenze di salvaguardia delle risorse ambientali, attraverso criteri di utilizzazione improntati sul principio della sostenibilità e della compatibilità ambientale (*par. 1.3*).

Tale impostazione risulta particolarmente opportuna oggi anche in virtù del recente quadro legislativo a tutela del suolo e delle acque (*par. 1.4*), il quale assume come presupposto la necessità di operare una stretta integrazione fra tutti gli interventi di gestione messi in atto alla scala di bacino.

Questo particolare interesse nei confronti delle problematiche ambientali connesse all'esercizio agricolo è ormai divenuto un aspetto imprescindibile dell'analisi agronomica. Lo dimostra la serie di Convegni SIA, a cavallo fra la fine degli anni '80 e l'avvio dei '90, tutti dedicati alla definizione delle "Moderne tecniche agronomiche e loro compatibilità con la salvaguardia dell'ambiente". In particolare, fra gli altri, il convegno tenutosi a Bologna, nel 1991 (il quinto della serie suddetta), ha affrontato il tema della "Valorizzazione e tutela delle risorse idriche", la cui eco non mancherà di riverberare fra le righe di questo scritto (SIA, 1992). Ad ulteriore testimonianza dell'attenzione rivolta dagli studi agronomici alle tematiche della salvaguardia dell'ambiente, è opportuno riferire del Convegno SIA tenutosi a Viterbo, nel 1994, dal titolo "Razionalizzazione degli interventi

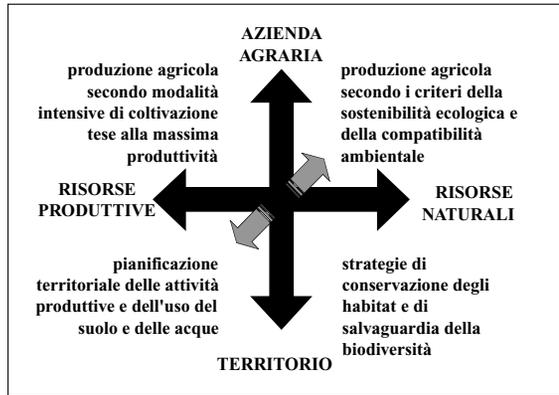


Figura 1.1. Delimitazione dello "spazio" tematico oggetto di esame, ottenuto dall'intersezione ortogonale di due assi "tematici", quello relativo alle risorse (in ascissa) e quello connesso alla scala spaziale dell'analisi (in ordinata). Le frecce trasversali indicano l'approccio privilegiato dallo studio.

Figure 1.1. Delimitation of the thematic "space" under inspection as obtained by the orthogonal crossing of two "thematic" axis, that related to the resources (in abscissa) and that connected to the spatial scale of the analysis (in ordinate). The transversal arrows point out the approach privileged by the study.

agronomici ai fini della riduzione dell'impatto ambientale" (SIA, 1995). Opportuna menzione, in ultimo, meritano le relazioni presentate nel corso delle ultime due edizioni del Convegno, rispettivamente quella tenutasi a Pisa (nel 2001) e a Napoli (nel 2003), in cui approfonditamente si è riflettuto sugli inquinamenti provocati e subiti dal comparto agricolo (Masoni, 2002; Fagnano e Quaglietta Chiarandà, 2004).

In estrema sintesi, volendo consentire un inquadramento schematico dei contenuti della presente relazione, gli assi tematici a cui esplicitamente ci si richiama sono fondamentalmente due (figura 1.1):

- 1) il primo asse è quello che concerne la definizione e l'interpretazione delle risorse (*in primis*, acqua e suolo) secondo due contrapposte "polarità"; da un lato esse possono essere percepite come *risorse naturali*, la cui gestione è quindi inerente alla cura ed alla salvaguardia dell'ambiente; dal lato opposto, esse sono intese in qualità di *risorse produttive*, quindi più strettamente connesse alla loro utilizzazione agronomica (o d'altro tipo);
- 2) il secondo asse, invece, riguarda la polarizzazione fra un approccio metodologico tutto rivolto alla soluzione dei problemi relativi alla *gestione aziendale* rispetto alla scelta, di

segno contrario, di assumere *l'analisi territoriale* come orizzonte strategico a cui riferire l'interpretazione dei fenomeni in gioco e l'individuazione delle soluzioni possibili.

Incrociando ortogonalmente questi due assi tematici (così come rappresentato in figura 1.1) è possibile valutare visivamente lo "spazio" tematico esplorato dalla presente relazione; esso si estende "trasversalmente" interessando in prevalenza il primo ed il terzo quadrante.

Le interazioni reciproche fra acque (sotterranee e superficiali) e suolo, nel dare origine ai processi di accumulo salino, sono in prevalenza esaminate alla luce di due fondamentali tecniche agronomiche, l'irrigazione ed il drenaggio (figura 1.2), ciò al fine di prospettare le linee di gestione più opportune ed efficaci nel limitare il procedere della salinizzazione e/o contenerne gli effetti sulla produttività agraria e sui caratteri dell'ambiente.

1.2 Minacce e pressioni a carico dei suoli e delle acque

La salinizzazione delle acque e dei suoli è solo uno dei plurimi aspetti in cui si manifesta il degrado che progressivamente aggredisce le risorse naturali del nostro pianeta. In ogni circostanza, le attività svolte o promosse dall'uomo risultano essere fra i fattori scatenanti tali processi, riconducendo la questione ad un uso sostenibile delle risorse, perché possano essere preservate anche a vantaggio delle generazioni future.

Il degrado della qualità dei suoli e delle acque consiste in una serie di processi che gradualmente, ma inesorabilmente, ne inficiano il valore, fino ad annullare del tutto le funzioni (biologiche, chimiche e fisiche) da esse presiedute, attraverso delicati equilibri con i fattori ambientali ed il contributo di un incessante flusso di energia.

Doran e Parkin (1994), a tal riguardo, definiscono la "qualità del suolo" come *la sua capacità di funzionare entro i limiti dell'ecosistema per sostenere la produttività biologica, per mantenere la qualità ambientale e per promuovere la salute di tutti gli esseri viventi*. Qualunque alterazione superi le capacità autoregolatrici di un sistema (sia esso naturale od artificiale) ne determina una condizione di stress che a sua volta turba le prerogative di qualità funzionale del sistema fino a provocarne mutamenti strutturali, il più delle volte peggiorativi.

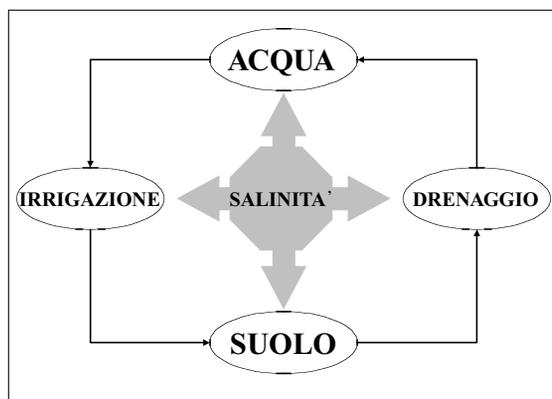


Figura 1.2. I vincoli agronomici dovuti alla salinità sono la risultante dei processi che coinvolgono, in interazione fra loro, le risorse acqua e suolo e possono essere gestiti, in prevalenza, attraverso una accorta e corretta attuazione delle tecniche dell'irrigazione e del drenaggio.

Figure 1.2. The agronomic limitations due to salinity are the resultant of the interactions between water and soil resources and can be managed mainly through the correct execution of the irrigation and drainage techniques.

La *desertificazione* costituisce la fase estrema del processo di degrado a carico della fertilità del suolo; essa comporta il progressivo ed irreversibile scadimento delle sue potenzialità biotiche, ossia la capacità di ospitare e sostenere la vita di piante, animali e microrganismi. Oltre che una minaccia alla biodiversità, il fenomeno pregiudica ovviamente ogni possibile produzione agraria. Il suolo, in tal modo, si trasforma in un semplice strato detritico superficiale ad esclusivo carattere minerale, ormai completamente privo di vita. Le modalità in cui la desertificazione procede e si manifesta sono particolarmente complesse ed assai diversificate da caso a caso; le perturbazioni in grado di avviare il processo di desertificazione possono essere molteplici ed assai spesso interagenti con effetto sinergico (UNEP, 1994); fra quelle più frequentemente osservate si citano variazioni climatiche (passaggio da condizioni siccitose ad aride od anche l'instaurarsi di regimi di precipitazione fortemente irregolari ma contraddistinti da un'accentuazione dei fenomeni estremi), marcato sfruttamento delle risorse di fertilità del suolo (eccessivo carico di pascolamento, sistemi agricoli ad elevata intensità e, più in generale, inappropriate tecniche di gestione agronomica), deforestazione, inquinamenti (accumulo di sostanze ad azione tossica), ecc.

Nella misura in cui la desertificazione e la

salinizzazione sono processi che hanno primariamente luogo nelle aree contraddistinte da clima arido o semi-arido, appare evidente che fra di essi debbano sussistere strette connessioni e rapporti di interdipendenza assai forti; infatti: un aumento della salinità dei suoli in ambienti aridi è sempre una condizione che accentua il rischio di desertificazione e, in termini esattamente rovesciati, lì dove la desertificazione procede od avanza, l'accentuarsi della salinità dei suoli è quasi sempre una delle sue preminenti manifestazioni.

La cognizione evidente circa l'intimo legame fra questi due processi, che comunque mantengono una netta distinzione reciproca, ha indotto gli studiosi, nell'ambito della Convenzione Internazionale delle Nazioni Unite sulla Desertificazione (UNEP, 1994) a ritenere che tutti i fattori in grado di causare la salinità e la sodicità dei suoli (ristagno idrico, innalzamento del livello di falda, impiego di acque irrigue salmastre, ecc.) dovessero essere considerati anche fattori predisponenti la desertificazione. In altri termini, fra gli interventi che occorre mettere in atto per contenere o controllare il processo di desertificazione vanno annoverati anche quelli che, a tutti gli effetti, hanno la finalità più diretta ed immediata di contenere o controllare la salinizzazione (o sodicizzazione) dei suoli.

Schematicamente la figura 1.3 pone in evidenza le connessioni reciproche che sussistono fra i due fenomeni (Szabolcs, 1991a); ciò induce, nei climi caldo-aridi a rischio di desertificazione, ad elaborare una strategia congiunta ed integrata di controllo che possa essere efficace nei riguardi di entrambi i processi di degrado del suolo.

Oltre alla salinizzazione, numerosi e variamente interrelati fra loro ed al fenomeno della desertificazione sono anche gli altri processi di degrado del suolo; in particolare: erosione, diminuzione della sostanza organica, contaminazione da sostanze inquinanti, impermeabilizzazione, compattazione, solo per citare alcune delle minacce più pressanti (EU, 2004; Blum et al., 2004). La diminuzione della biodiversità, in ognuno dei succitati processi di alterazione del suolo, ne costituisce la conseguenza generale pressoché costante.

In Europa si stimava (COM, 2002) che 52 milioni di ettari di terreno, oltre il 16% della superficie totale, fossero colpiti da qualche



Figura 1.3. Connessioni reciproche e rapporti di interdipendenza fra i due processi di degrado del suolo: desertificazione e salinizzazione.

Figure 1.3. Mutual connections and relationships between the two processes of soil degradation: desertification and salinization.

forma di degrado; tale percentuale sale oggi ad un impressionante 35% includendo nella stima anche i Paesi di recente adesione alla UE, secondo quanto riportato dal Global Assessment of Soil Degradation (GLASOD, 1990).

Crescente è anche la pressione esercitata sulle disponibilità idriche planetarie. Il cospicuo incremento dei consumi è un'ovvia e logica conseguenza di un duplice effetto che progressivamente stringe la forbice delle disponibilità idriche effettive; infatti, da un lato la popolazione mondiale è in continua espansione ed il tasso d'incremento demografico non mostra alcuna tendenza a stabilizzarsi (ciò accade soprattutto per il sopravanzare delle popolazioni dei paesi svantaggiati rispetto a quelle dei paesi ricchi), dall'altro i consumi pro-capite sono in rapida ascesa (questa volta soprattutto per effetto dell'aumentato livello di benessere che gratifica i paesi economicamente più solidi). Il soddisfacimento della domanda d'acqua per uso civile, industriale ed agricolo diviene quindi sempre più difficile ed oneroso e la scarsità idrica si aggrava di anno in anno. Si accresce, di conseguenza, la competizione fra le differenti utilizzazioni dell'acqua; l'aumento del tenore medio di vita, inoltre, sposta la ripartizione dei consumi sempre più dal fronte agricolo (a cui vanno le quote nettamente maggiori della risorsa – circa l'80% su scala mondiale) a quello connesso agli usi civili ed industriali. La drammaticità di tale condizione pone al centro del dibattito attuale

la definizione di criteri di gestione integrata dell'acqua ai fini della migliore allocazione della risorsa (Bouwer, 2000; Kite e Droogers, 2000; FAO, 1995).

All'iniqua distribuzione naturale della risorsa idrica ed alla pressione crescente esercitata per il suo utilizzo da parte della popolazione mondiale, si aggiunge un ulteriore gravissimo problema: il progressivo contrarsi della qualità delle acque a causa della maggiore incidenza di fenomeni di degrado ed inquinamento. Nonostante l'intrinseca rinnovabilità della risorsa idrica, a livello locale alcune sue determinate caratteristiche sono suscettibili di deterioramenti anche gravi, in grado di condizionarne uno o più requisiti essenziali e riducendone, finanche neutralizzandone, le possibilità d'impiego (Cavazza, 1992).

L'agricoltura si caratterizza per fabbisogni idrici molto elevati ma, allo stesso tempo, per la capacità di utilizzare, e dunque valorizzare, acque di qualità inferiore a quella richiesta per usi domestici od industriali; ci si riferisce, ad esempio, alla possibilità di impiegare a scopo irriguo acque tendenzialmente salmastre od acque reflue provenienti da particolari attività dell'industria agro-alimentare (frantoi oleari, industrie casearie, allevamenti zootecnici, ecc.) od ancora acque che si originino da depuratori urbani. Ciò, tuttavia, non è senza conseguenze: l'uso condizionato di acque qualitativamente non ottimali, infatti, può determinare effetti negativi, anche assai gravi, sull'efficacia produttiva dell'acqua e sulla fertilità del suolo, provocandone fenomeni di degradazione fisica, chimica e biologica che potrebbero rendere il suolo medesimo non più idoneo alla pratica dell'agricoltura.

Di frequente si innesca un circolo vizioso che conduce ad un progressivo aggravamento del problema: tanto più acuta è la penuria d'acqua, tanto maggiore è la propensione all'impiego irriguo di acque qualitativamente scadenti, ciò che accentua il degrado del patrimonio di fertilità dei suoli agrari.

Il problema è particolarmente sentito con riferimento all'impiego delle acque salmastre nelle "sitibonde" regioni mediterranee: un intenso attingimento delle acque sotterranee accentua il tasso di salinizzazione delle falde per intrusione di acqua marina determinando, come conseguenza diretta, anche la salinizzazione dei terreni sottoposti ad irrigazione. Tali fenomeni di

degrado sono ormai pericolosamente avvertiti anche nel nostro Paese; la Capitanata, a questo riguardo, costituisce un caso assolutamente sintomatico che giustifica uno studio attento e scrupoloso di tali fenomeni.

Occorre con tempestività interpretare i cambiamenti in atto e prefigurare i nuovi scenari a venire, al fine di orientare le scelte gestionali e gli indirizzi tecnici che prevengano il rischio di una progressiva marginalizzazione dell'attività agricola nelle aree irrigue salvaguardando, allo stesso tempo, l'integrità e la sostenibilità delle risorse agro-ecologiche.

1.3 Criteri di gestione delle risorse: linee guida

La complessità dei fenomeni che il processo di salinizzazione pone in essere, l'intima connessione con altri processi di degrado delle acque e dei suoli, la loro articolazione su di una pluralità di ordini di scala (dalla scala di campo a quella territorialmente generalizzata), sono tutti aspetti che, così come messo in evidenza nei paragrafi precedenti, evidenziano la necessità di elaborare delle linee guida o strategie d'intervento universalmente condivisibili ma, allo stesso tempo, tali da adattarsi sufficientemente bene alle disparate condizioni che possono variamente manifestarsi in differenti località od aree geografiche.

In termini generali è possibile identificare alcuni punti di strategica rilevanza che vengono di seguito schematicamente riferiti, riservandosi l'opportunità di approfondirne il significato nel commento successivo. Distinguiamo:

- 1) metodo "sistemico" ed "integrato", ossia riferito all'intero ciclo idrologico su scala di bacino;
- 2) approccio "flessibile", variamente modulabile in rapporto alle effettive condizioni locali e che superi la necessità di riferirsi a schemi o vincoli rigidamente predefiniti;
- 3) orientamento aperto al riconoscimento ed alla valorizzazione dei servizi ecologici forniti dall'ambiente (per es., distinzione fra "blue water" e "green water");
- 4) adeguamento delle misure d'intervento ai criteri della sostenibilità ecologica e della compatibilità ambientale;
- 5) spostamento dell'interesse dalla esclusiva gestione dell'approvvigionamento idrico ("supply management") al governo degli impieghi ed alla regolazione dei fabbisogni ("demand management");

6) atteggiamento attento alla partecipazione sociale ed al coinvolgimento delle diverse parti coinvolte nella pianificazione e progettazione degli interventi.

L'elemento chiave dell'approccio "sistemico" è quello di porsi nelle condizioni di identificare i problemi ed indicarne le soluzioni non in rapporto ad un'unica prospettiva (necessariamente parziale e limitata) ma secondo uno sguardo il più possibile d'insieme, che tenga conto delle diverse componenti del sistema medesimo. Il carattere fondamentale di un sistema è che, benché esso sia costituito da una pluralità di componenti in rapporto reciproco fra di loro, esso funziona come un tutt'uno e persegue obiettivi condivisi. Il buon funzionamento di un sistema dipende dalla giusta integrazione delle sue parti componenti e dalla capacità di assecondare le richieste o i condizionamenti espressi dall'ambiente esterno (Stephens e Hess, 1999). In tutti i sistemi, siano essi naturali od artificiali, dunque anche nei sistemi agricoli, riconosciamo vari livelli gerarchici di organizzazione. Con riferimento ad un sistema irriguo, ad

esempio, possiamo individuare, in sequenza, distinti livelli di scala, ciascuno dei quali comprende ed ingloba quelli precedenti, secondo precise modalità d'integrazione a cui consegue il manifestarsi di proprietà "emergenti" che contraddistinguono il funzionamento del sistema nel suo complesso.

Le problematiche gestionali connesse all'uso dell'acqua, quindi, possono essere studiate, interpretate e risolte unicamente adottando un approccio metodologico in grado di integrare i differenti livelli di scala coinvolti nel processo idrologico complessivo (Molden, 1997). Nella tabella 1.1 sono indicati, rispettivamente, il sistema di coltivazione, il sistema aziendale, il sistema irriguo e quello di bacino. In particolare, la *scala di bacino*, rappresenta il livello più ampio e comporta il considerare tutti i processi idrologici, naturali ed antropici, che hanno luogo nel territorio, così come geograficamente delimitato dalle dorsali degli spartiacque; prende in esame le acque meteoriche, quelle superficiali e quelle sotterranee nonché tutti i processi di deflusso o trasferimento dell'acqua da un com-

Tabella 1.1. Livelli gerarchici di gestione del sistema idrico (da Monteleone e Giuliani, 2001).

Table 1.1. Hierarchical levels of management in a water system (from Monteleone e Giuliani, 2001).

Tipologia del sistema	Unità di riferimento	Proprietà emergenti	Strategie di scelta
Sistema di coltivazione	Campo coltivato	Integrazione tecnica tra biologia, ambiente e pratiche colturali	Definizione delle colture e delle varietà, degli itinerari tecnici, dei metodi di coltivazione, dei calendari dei lavori, definizione dei fabbisogni irrigui colturali
Sistema aziendale	Azienda: pluralità di campi + strutture aziendali	Integrazione economica tra terra, lavoro e gestione imprenditoriale	Definizione degli ordinamenti colturali, rotazioni ed avvicendamenti, gestione macchine ed impianti, sistemi e metodi irrigui, allocazione irrigua fra le colture, programmazione irrigua
Sistema irriguo	Comprensori e distretti irrigui: pluralità di aziende + infrastrutture irrigue extra-aziendali	Integrazione funzionale: Comprensori irrigui, Organizzazioni consortili, Assistenza tecnica, Associazioni produttori	Trasformazioni aziendali e territoriali: bonifica ed irrigazione, gestione impianti collettivi, assetto idro-geologico
Sistema di bacino	Territorio: pluralità di attività economico-produttive + infrastrutture territoriali, antropiche e naturali	Integrazione socio-economica: Attività di servizi per l'agricol. Agroindustria Regolazione sviluppo urbano e rurale Assestamento idro-geologico	Pianificazione degli usi idrici e dell'uso del suolo: Piani di sviluppo territoriale, Piani di Bacino

le acque e delle conseguenze a cui può dar luogo la loro utilizzazione irrigua, soffrono di una estrema semplificazione, tale da assegnare a quelle indicazioni un valore puramente orientativo. È possibile affermare, infatti, che dovendo dare effettivo seguito ai quei sistemi di classificazione, la gran parte delle acque di fatto disponibili non potrebbero essere impiegate ai fini irrigui, in considerazione dei limiti assai restrittivi che quelle classificazioni prevedono. Ciò è evidentemente comprensibile in un'ottica prudentiale, dovendo formulare un giudizio assai generalizzato e completamente avulso dalle effettive condizioni vigenti nell'ambito del contesto specifico di utilizzazione delle acque medesime.

Diviene invece essenziale riuscire a definire, al meglio delle possibilità, le condizioni di effettivo impiego di una certa fonte di approvvigionamento idrico e, rispetto ad esse, formulare un giudizio di idoneità delle acque che sia adeguatamente circostanziato; a tal fine debbono sistematicamente considerarsi alcuni fondamentali aspetti relativi alle caratteristiche chimico-fisiche delle acque e dei suoli che ne sono recapito, avendo inoltre presente i caratteri prevalenti del clima ed il sistema agronomico di coltivazione, con riferimento alle specie agrarie oggetto di coltivazione, al loro avvicendamento ed al complesso delle tecniche messe in atto e delle pratiche di gestione adottate.

Occorre inoltre riconoscere che le risorse idriche esplicano delle funzioni che esorbitano dall'ambito diretto della utilizzazione produttiva da parte dell'uomo ed assumono rilevanza in considerazione dei servizi ecologici forniti (altrettanto utili all'organizzazione sociale dei servizi produttivi) e che possono realizzarsi solo entro un contesto ambientale sufficientemente integro. Ci si riferisce a funzioni essenziali relative al riequilibrio delle perturbazioni operate dall'attività antropica; così, ad esempio, la capacità di auto-depurazione delle acque, è resa possibile a seguito dell'integrità funzionale della catena trofica e della molteplice differenziazione biotica che contraddistingue gli ecosistemi più stabili ed efficienti. È ormai riconosciuto che la stabilità, la resistenza e la resilienza degli ecosistemi naturali sono condizioni essenziali per garantire (entro certi limiti) la stessa stabilità, resistenza e resilienza degli agroecosistemi.

L'interferenza antropica sul ciclo idrologico

può essere di due tipi. L'uno riguarda l'intercettazione e la regolazione dei flussi idrici superficiali lungo i corsi d'acqua naturali od attraverso la costruzione di dighe, invasi, canalizzazioni e sistemi di distribuzione dell'acqua; appartengono a questa tipologia di risorsa idrica, definita *blue water*, anche le riserve sotterranee più o meno profonde, comunque potenzialmente utilizzabili. La seconda categoria di risorsa idrica è indicata come *green water* ed è connessa all'utilizzazione a scopo ambientale dell'acqua, quindi destinata ad alimentare boschi, foreste, vegetazione naturale, pascoli, così come coltivazioni "asciutte"; comprende, inoltre, l'imprescindibile deflusso fluviale necessario al sostentamento della vegetazione riparia e degli ecosistemi acquatici dei corsi d'acqua naturali.

Si possono identificare due criteri chiave in grado di guidare l'intervento antropico affinché risulti congruente alle istanze evidenziate dagli studi ecologici. Tali criteri, del cui significato spesso si ha nozione confusa o distorta, sono, rispettivamente, il principio di sostenibilità ecologica e quello di compatibilità ambientale (Monteleone et al., 2003).

Il concetto di *sostenibilità ecologica* nasce dalla constatazione che alcune risorse agro-ecologiche si caratterizzano per essere limitatamente rinnovabili; per meglio dire, il tasso di rigenerazione di tali risorse segue processi ciclici dettati dall'ecosistema naturale che possono risultare sensibilmente più lenti rispetto ai cicli produttivi antropici che ne condizionano l'utilizzo. Si pone, quindi, il rischio crescente di una progressiva degradazione di tali risorse, in grado di condurre al completo esaurimento della loro disponibilità. Per uso "sostenibile", dunque, si intende riferirsi a quel criterio di utilizzazione di una risorsa in base al quale le sue potenzialità di impiego futuro permangano inalterate o possano, reversibilmente, essere ripristinate allo stato *ex ante*. In altri termini, occorre che l'intensità di utilizzazione della risorsa idrica, sul piano locale, sia commisurato al grado di ricostituzione della risorsa stessa, sia in termini quantitativi che qualitativi.

Diversamente, la definizione del concetto di *compatibilità ambientale* attiene alla verifica di come e in che misura l'attività antropica, quella agricola nel caso specifico, possa alterare le caratteristiche fisiche, chimiche o biologiche della biosfera (inquinamenti di aria, acqua e suo-

lo), valutando al contempo il grado di pericolosità di queste alterazioni non solo per l'uomo ma per tutta la biocenosi (valutazione d'impatto ambientale).

Come evidenzia la figura 1.5, mentre il concetto di sostenibilità si riferisce all'impiego delle risorse naturali entro i confini del sistema di riferimento (rappresentato da una singola azienda agraria come da un intero distretto agrario), quello di compatibilità riguarda invece l'effetto complessivo che l'attività agricola può avere sull'ambiente esterno al "sistema".

Anche nel caso delle problematiche connesse alla salinità delle acque e dei suoli è necessario riferirsi a questi due criteri per poter programmare una gestione che possa definirsi appropriata, sia a scala aziendale che territoriale. Entrambi i criteri devono risultare soddisfatti perché un certo intervento tecnico possa essere giudicato ecologicamente ed ambientalmente adeguato; così ad esempio, procedere alla lisciviazione dei sali apportati in eccesso con l'irrigazione costituisce una misura atta a preservare la sostenibilità dei suoli aziendali ma, nella misura in cui vengono a generarsi acque di drenaggio particolarmente arricchite in sali, ciò costituisce un'alterazione ambientale (esterna ai confini dell'azienda), condizione giudicata non compatibile rispetto a definiti standard di qualità delle acque effluenti. Lo smaltimento di queste acque, di conseguenza, dovrebbe avvenire in modo controllato e tecnicamente appropriato.

Il criterio della sostenibilità ecologica e quello della compatibilità ambientale possono essere identificati, in modo più semplicistico, come quei criteri atti a prevenire fenomeni di inquinamento, rispettivamente *in situ* ed *ex situ*.

La forte pressione antropica e l'accentuato rischio di rarefazione e degrado a cui sono sottoposte alcune risorse naturali quali l'acqua ed il suolo, pongono l'esigenza di un cambiamento radicale nel consueto atteggiamento sviluppato dalle società umane tecnologicamente avanzate; una sorta di "salto evolutivo" in grado di affrontare il problema secondo nuove prospettive. A tal riguardo, il documento FAO (2000) "New dimensions in water security" identifica tre fasi nella gestione delle problematiche idriche (figura 1.6), in stretta successione fra loro come i movimenti rotatori del "giro di vite"; a ciascuna di queste fasi corrisponde un partico-

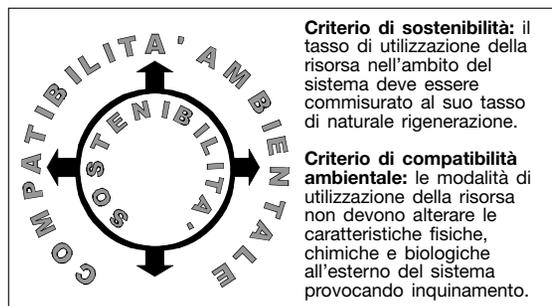


Figura 1.5. Criteri di gestione secondo l'approccio agro-ecologico (da Monteleone e Giuliani, 2001; Monteleone et al., 2003).

Figure 1.5. Management criterions according to the agro-ecological approach (from Monteleone e Giuliani, 2001; Monteleone et al., 2003).

lare livello di adattamento indotto dalla scarsità della risorsa ed una corrispondente crescita nella sensibilità sociale al problema. La prima fase si indirizza verso la realizzazione di tutte quelle opere ingegneristiche che possano garantire un adeguato soddisfacimento delle esigenze di approvvigionamento idrico. L'obiettivo è dunque quello di incrementare le disponibilità idriche al ritmo dettato dal progressivo incremento della domanda d'acqua da parte delle diverse categorie di utilizzatori. La seconda fase, invece, sposta l'attenzione dal fronte dell'approvvigionamento idrico al fronte dell'utilizzazione (in altri termini: dall'offerta alla domanda d'acqua) ed esplora tutti i possibili in-

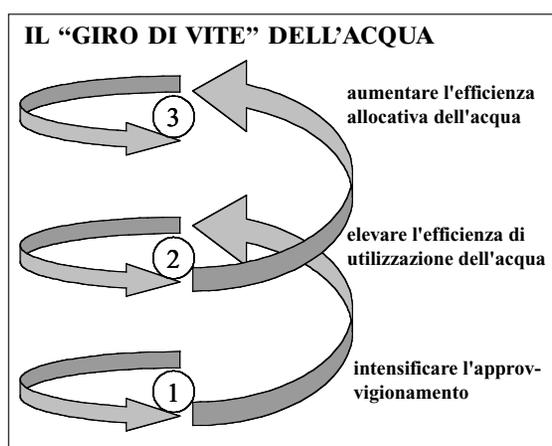


Figura 1.6. Le tre fasi nell'evoluzione della gestione delle problematiche idriche (elaborato da FAO, 2000).

Figure 1.6. The three phases in the evolution of the water management strategies (adapted from FAO, 2000).

terventi tecnici in grado di elevare l'efficienza produttiva della risorsa; ciò significa che, questa volta, l'obiettivo è quello di aumentare la produzione per unità idrica effettivamente consumata nel processo di produzione. Occorre, infine, riconoscere un terzo livello od una terza fase evolutiva nella gestione dell'acqua; essa consiste nell'incrementare l'efficienza allocativa della risorsa, conferendone la migliore valorizzazione in termini economico-sociali. Ciò vuol dire destinare l'impiego dell'acqua a quei processi produttivi o a quelle utilizzazioni cui si attribuisce il maggior valore economico od il più elevato beneficio sociale. Questo livello chiama in causa l'intervento di istituzioni (pubbliche e partecipative) in grado di definire in modo corretto e rigoroso i criteri allocativi anzidetti, secondo valori improntati all'equità sociale, al tornaconto economico, alla salvaguardia dell'ambiente.

La nuova politica integrata sulle acque ("Integrated Water Management") si muove su di una lunghezza d'onda radicalmente diversa dalla politica delle "opere pubbliche" che ha caratterizzato il settore idrico negli ultimi cinquant'anni. La politica di gestione dei bacini idrografici, che era un tempo considerata semplicemente una questione di "opere idrauliche" (dighe, derivazioni, acquedotti, rettificazioni, ecc.) deve oggi ricorrere ad un nuovo strumentario, costituito da un'ampia e diversificata gamma di interventi, di differente concezione, in grado di applicarsi non solo al corpo idrico in senso stretto ma a tutto il bacino idrografico (Conte, 2003).

Ad un approccio di tipo *hard*, tradizionalmente basato sulla gestione e pianificazione dell'offerta, occorre progressivamente sostituire un approccio di tipo *soft*, finalizzato al controllo ed alla razionalizzazione dei consumi, alla quantificazione dei fabbisogni effettivi, alla riduzione delle componenti connesse alla perdita e dunque allo spreco della risorsa idrica. Questa nuova strategia di interventi punta, fra l'altro, al riciclo delle acque depurate ed all'utilizzazione appropriata di quelle reflue, all'impiego plurimo delle acque (per uso civile ed industriale) in funzione del loro livello qualitativo, attraverso reti duali di impianti idrici. Oltre al contenimento dei consumi ed alla eliminazione degli sprechi, occorre assicurare la naturale rigenerazione delle caratteristiche di qualità delle acque, ciò che

si realizza garantendo il più possibile la naturalità dei corsi d'acqua, il loro deflusso minimo vitale, aumentandone la capacità "tampone" e l'effetto "filtro" nei riguardi del territorio circostante e favorendo i processi di autodepurazione dei corsi idrici.

Un approccio semplicisticamente "idraulico" ai problemi connessi alla "messa in sicurezza" del territorio o ad un idoneo approvvigionamento idrico, pare oggi insufficiente e superato.

Tutte le considerazioni finora svolte reclamano il coinvolgimento e la partecipazione attiva, in sede di pianificazione degli interventi, di figure professionali che sappiano opportunamente integrare il prezioso sapere tecnico di tipo ingegneristico, apportandovi conoscenze relative ai sistemi biologici ed ecologici, alle dinamiche ambientali ed ai processi idro-geo-pedologici.

1.4 Il quadro normativo: nuovi principi ispiratori

Seppure in modo frammentario e disorganico, il sistema di governo delle risorse idriche e del suolo, sia nel contesto europeo che in quello nazionale, si è progressivamente evoluto verso un quadro normativo che oggi potremmo definire in larga misura coerente con i principi di gestione così come delineati in precedenza (*par. 1.3*). L'elemento di più rilevante interesse è senza dubbio rappresentato dalla progressiva affermazione di un approccio "sistemico" al governo del suolo e delle acque, strettamente intrecciato al governo generale del territorio ed incentrato sul concetto di "bacino idrografico", quest'ultimo assunto come unità territoriale di riferimento, in quanto spazialmente coerente al complesso dei processi idro-geo-pedologici che a quella scala hanno luogo.

Questa nuova prospettiva promuove ed incoraggia una pianificazione integrata delle utilizzazioni idriche (siano esse civili, industriali od agricole) e dell'uso del suolo, che tenga conto, allo stesso tempo, delle imprescindibili esigenze di tipo ecologico (funzionalità degli ecosistemi naturali ed antropici), naturalistico (conservazione della biodiversità), paesaggistico (fruizione ricreativa e culturale del territorio).

La Direttiva Quadro sulle "Acque" (2000/60 CE) obbliga alla protezione delle acque superficiali interne, delle acque di transizione, di quelle costiere e sotterranee; queste finalità genera-

li vengono perseguite soprattutto attraverso una più efficace programmazione ed una conseguente ottimizzazione degli usi (delle acque ma anche dei suoli) e promovendo l'integrazione delle normative che ne disciplinano gli impieghi. La Direttiva mira alla graduale riduzione delle emissioni di sostanze pericolose nei corpi idrici superficiali e sotterranei, definendo degli standard di qualità che tengano conto non solo di parametri chimico-fisici ma anche di indicatori di funzionalità ecologica. L'utilizzo dell'acqua deve essere fondato sulla protezione (quantitativa e qualitativa) delle risorse idriche disponibili, secondo una visione lungimirante, contribuendo inoltre ad un corretto assetto del territorio.

Occorre purtroppo segnalare, ad oggi, l'inadempienza dell'Italia nel recepire la Direttiva 2000/60 CE, unico Paese nel contesto dell'Unione Europea a non aver compiuto questo passo così significativo per il quale era prevista la scadenza nel 2003.

È pur vero che alcuni dei principi della Direttiva Quadro sono già presenti nella legislazione italiana; la legge sulla "Difesa del suolo" (L. 183/1989) ha il merito di aver introdotto il criterio della pianificazione a scala di bacino idrografico; essa individua nelle Autorità di Bacino i soggetti coordinatori delle politiche sull'assetto idrogeologico. Il Piano di Bacino è lo strumento conoscitivo, tecnico e normativo mediante il quale sono pianificati ed opportunamente programmati gli interventi finalizzati alla conservazione, alla difesa ed alla valorizzazione del suolo, nonché alla corretta utilizzazione delle acque, sulla base delle caratteristiche fisiche ed ambientali del territorio medesimo e secondo un approccio interdisciplinare, prevalentemente ecologico.

La legge "Galli" (L. 36/1994) inerente le "Disposizioni in materia di risorse idriche", introduce alcuni concetti di fondamentale rilevanza, fra i quali occorre ricordare: "Tutte le acque superficiali e sotterranee [...] sono pubbliche e costituiscono una risorsa che è salvaguardata ed utilizzata secondo criteri di solidarietà". Ed ancora: "Qualsiasi uso delle acque è effettuato salvaguardando le aspettative ed i diritti delle generazioni future a fruire di un integro patrimonio ambientale". In ultimo: "Gli usi delle acque sono indirizzati al risparmio ed al rinnovo delle risorse per non pregiudicare il patrimonio

idrico, la vivibilità dell'ambiente, la fauna e la flora acquatiche, i processi geomorfologici e gli equilibri idrologici". Per il raggiungimento di questi alti obiettivi si prevede l'unificazione della gestione dell'intero ciclo dell'acqua (dalla captazione alla depurazione delle acque reflue) mediante l'istituzione di specifici organi, denominati ATO (Ambiti Territoriali Ottimali). Tali organismi pianificano l'uso delle acque, organizzano il servizio idrico integrato, redigono i bilanci idrici, definiscono l'entità del deflusso minimo vitale dei corsi d'acqua di competenza. Lo scopo è quello di assicurare, mediante un soggetto unico, una gestione razionale dell'acqua, riducendo gli sprechi e favorendo il risparmio ed il riuso. Si stabilisce inoltre il principio che l'onere della gestione debba ricadere sulla tariffa, elemento regolatore del sistema, trasferendo il costo sull'utenza e sottraendolo alla collettività.

Infine, il Decreto Legislativo 152/1999, inerente le "Disposizioni sulla tutela delle acque dall'inquinamento", in molti suoi aspetti ha anticipato l'impostazione della Direttiva Quadro e ne rispecchia piuttosto fedelmente i contenuti. Esso recepisce la Direttiva 91/271/CEE (concernente il trattamento delle acque reflue urbane) e la Direttiva 91/676 CEE (relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole). Il decreto non costituisce un testo unico in materia di acque ma si presenta comunque come normativa quadro nel settore specifico della disciplina degli scarichi e degli inquinanti idrici. Finalità generali sono la prevenzione, il risanamento, il miglioramento dello stato delle acque, la garanzia degli usi plurimi e durevoli, il mantenimento della capacità naturale di autodepurazione dei corpi idrici e la protezione degli ecosistemi (particolarmente quelli fluviali e ripariali). La legge, in sintonia con i suoi principi d'ispirazione, sposta l'attenzione sulla tutela integrata della risorsa idrica; secondo tale visione, il corpo idrico nel suo complesso è visto ed interpretato come sistema ecologico da conservare e migliorare nelle sue prestazioni ambientali; questa strategia è l'unica forma di garanzia che consenta di preservare la qualità dell'acqua nell'ambito del bacino idrografico di riferimento. In questo contesto rientra anche la protezione delle aree sensibili (laghi, zone umide, corridoi ecologici ripariali, aree golenali, zone co-

stiere, ecc.). Anche la tutela quantitativa dei corpi idrici assume particolare rilievo, attraverso l'incentivazione del risparmio idrico, l'impiego plurimo dell'acqua ed il reimpiego controllato delle acque reflue, il rispetto del principio del minimo flusso vitale, ecc.

Tutti questi principi ed obiettivi sono peraltro enunciati in modo astratto in sede legislativa o di pianificazione territoriale ma vengono ancora largamente disattesi nelle scelte operative connesse alla progettazione degli interventi. Inoltre, a fronte di un cospicuo numero di provvedimenti legislativi (spesso promulgati a seguito di condizioni emergenziali dovute alla necessità di porre rapidamente rimedio a disastri ambientali quali frane ed alluvioni), si è creata una situazione particolarmente caotica, essendo gli organismi responsabili della gestione dell'acqua estremamente frammentati in uno svariato numero di livelli amministrativi. Ruoli e competenze dei diversi organi sono spesso conflittuali ed il loro coordinamento è reso particolarmente difficile.

2. Suoli salini: origine, caratteri e classificazione

È ormai sufficientemente noto (Szabolcs, 1991b, 1994, 1996; Ghassemi et al., 1995; Northcote e Skene, 1972; Williams e Bullock, 1989) che la salinità dei suoli può realizzarsi in differenti condizioni ambientali e può assumere connotazioni molto varie con riferimento alle proprietà chimiche, fisiche e biologiche dei suoli medesimi.

Queste diverse condizioni possono modificare sensibilmente le possibili indicazioni circa le forme di utilizzazione del suolo nonché le tecniche più proficue da adottare per la sua gestione agronomica od ancora gli interventi più appropriati per la sua correzione ed il suo recupero.

In particolare, un'approfondita conoscenza circa le origini e la natura dei processi che conducono alla salinizzazione del suolo nonché una chiara analisi circa le trasformazioni a cui esso va incontro è imprescindibile ai fini di una corretta pianificazione dell'utilizzo del suolo alla scala territoriale.

In sintesi, con riferimento ai suoli "affetti" da salinità, risulterebbe utile chiarire i punti seguenti:

- le diverse tipologie di salinità che è dato identificare più frequentemente;

- le condizioni ed i processi che ne determinano la formazione;
- le caratteristiche e le proprietà connesse ad ogni prevalente tipologia;
- le opportunità di risanamento ed il grado di reversibilità;
- i criteri di gestione in caso di utilizzazione.

2.1 Origine e formazione dei terreni salini

L'aspetto determinante per interpretare la formazione dei suoli salini, nella gran parte dei casi offerti allo studio, è l'analisi idrologica, con particolare riferimento ai rapporti idrici che si stabiliscono fra il suolo e la falda idrica sotterranea. Ancora una volta, si sottolinea l'opportunità che tale analisi venga eseguita tenendo conto di una scala spaziale sufficientemente ampia, in modo da abbracciare il bacino idrografico nel cui ambito alcuni importanti processi che predispongono ed inducono la salinizzazione dei suoli hanno luogo.

La localizzazione delle aree in cui si accumulano i sali è una diretta conseguenza dei processi idrologici che controllano i flussi idrici nel suolo. I sali sono per lo più dotati di elevata solubilità e vengono pertanto facilmente veicolati dall'acqua, sia essa la soluzione circolante nel suolo o quella presente in falda. Lì dove è possibile evidenziare un flusso idrico (in conseguenza dell'instaurarsi di un gradiente di potenziale dell'acqua) si registrerà, parallelamente, anche uno spostamento di sali (in accordo alla legge del "flusso di massa"). Si considerano in genere meno influenti (ma non per questo trascurabili) i movimenti dei sali connessi ai flussi idrici dispersivi o quelli del tutto svincolati dai flussi idrici ed invece connessi ai fenomeni diffusivi (van der Molen, 1984).

Solo allorché si realizzi un fronte di evaporazione dell'acqua dal suolo i sali solubili non viaggiano più insieme ad essa; infatti, mentre l'acqua, nel passaggio di fase, viene dispersa in atmosfera, i sali permangono nel suolo e si concentrano così nel mezzo liquido residuo. Analogo processo si verifica, in buona sostanza, anche a seguito dell'assorbimento idrico da parte delle radici ed al conseguente flusso traspirativo che, per via xilematica, allontana poi l'acqua, in forma di vapore, attraverso le aperture stomatiche.

È questa la causa fondamentale che è all'origine della maggior parte dei casi di salinità dei

suoli: lì dove sussiste un fronte di evaporazione si registra un accumulo di sali; lì dove, al contrario, si evidenzia un fronte di umettamento del suolo, si ha una mobilitazione ed uno spostamento di sali che sempre accompagna il fluire dell'acqua.

Di seguito vengono presentati alcuni dei fenomeni che presiedono al processo di salinizzazione dei suoli; essi sono prevalentemente interpretati proprio sulla scorta di considerazioni a carattere idrologico.

Salinizzazione primaria e secondaria

Si usa distinguere fra una salinità primaria ed una salinità secondaria; ciò avviene sulla scorta di un approccio che ne identifica l'origine con riferimento a processi idrologici i quali possono veder implicato, o meno, un intervento dell'uomo, sia esso diretto od indiretto.

Sono *suoli primariamente salini* quelli in cui l'accumulo dei sali si sia realizzato naturalmente, nel corso del tempo, senza che il fenomeno abbia subito alcuna interferenza da parte dell'uomo. La maggior parte dei suoli salini, quelli naturalmente tali, ha origine da una falda ricca in sali allorché essa insista troppo vicino alla superficie. In condizioni climatiche tendenzialmente caldo-aride, i sali solubili si accumulano alla superficie del terreno agrario ogni qual volta l'acqua di falda arriva a poca distanza dalla superficie, come può accadere, in condizioni naturali, nelle pianure alluvionali, sulle basse sponde lacustri o nelle depressioni dove momentaneamente ristagnano acque di drenaggio (Carloni, 1989; Russel, 1986; George et al., 1997). Terreni altamente salini sono spesso rinvenibili ai piedi di un pendio o del versante di una collina od ancora in vicinanza di sorgenti, lì dove la falda idrica è naturalmente assai prossima alla superficie del suolo. In ogni caso, fintanto che la falda idrica sia dislocata ad una profondità superiore ai 5 metri circa, le probabilità che si sviluppino una salinità del suolo è abbastanza remota; in caso contrario, l'intensa evaporazione, indotta dalle alte temperature, determina il continuo richiamo dell'acqua (salmastra) dalla falda immediatamente sottostante, ciò che produce il progressivo accumulo dei sali direttamente in superficie o comunque a ridosso del fronte idrico di evaporazione.

I sali solubili di cui, in origine, si è arricchita la falda derivano, a loro volta, dall'alterazio-

ne dei minerali primari delle rocce ma, in altre circostanze, possono anche provenire da giacimenti salini formati in precedenti periodi geologici e presenti nell'ambito di strati entro i quali scorre la falda idrica. Anche i sedimenti marini, di norma, contengono elevate quantità di sali e possono dare origine a suoli ricchi in sali oppure contribuire all'arricchimento in sali delle acque di falda.

I terreni delle aree continentali possono ricevere sali solubili dalle piogge o dal vento; gran parte di questi sali possono provenire da incrostazioni saline formatesi sulla superficie di terreni anche assai distanti, successivamente trasportate in loco. Vicino alle coste marine, d'altro canto, possono facilmente accumularsi dei sali che arrivano con le gocce d'acqua trasportate dai venti costanti che soffiano dal mare (van der Molen, 1984; Hingston e Gailitus, 1976). Questi sali possono anche essere trasportati come polveri dalle regioni aride dove si accumulano in superficie a seguito dell'evaporazione delle acque di drenaggio.

Tutti i processi appena descritti, ovviamente, si realizzano gradualmente nel corso di migliaia di anni e consentono un lento, progressivo accumulo dei sali nei suoli. Questi sali, poi, possono essere dilavati nelle acque di falda a mezzo delle piogge o possono essere mobilitati da un flusso idrico ascendente a causa dell'innalzamento della falda e di fenomeni di risalita capillare.

Vi sono dunque suoli nei quali la salsedine si accumula sul posto stesso della sua origine in conseguenza del mancato dilavamento e dell'intensa evaporazione (condizione tipica degli ambienti caldo-aridi) e, all'opposto, suoli in cui l'elevato contenuto in sali è da ricondurre ai contatti, prossimi o lontani, che essi hanno avuto con acque salmastre. Geognosticamente parlando, trattasi di salsedine *in situ*, più note come *continentali*, nel primo caso, mentre si dicono di *trasporto* (il veicolo della salsedine essendo sempre l'acqua) nell'altro.

Il termine di *salinizzazione secondaria* è invece impiegato per indicare quel processo di salinizzazione dei suoli risultante dall'interferenza operata dall'uomo allorché le sue attività produttive determinino, relativamente ad una certa area o territorio, un'alterazione del bilancio idrologico, con conseguente scompenso, rispetto alla condizione *ex ante*, fra apporti idrici (re-

charge) e perdite evapotraspirative (*discharge*). A seconda delle circostanze, gli apporti idrici possono essere dovuti sia alla pioggia che all'irrigazione, d'altra parte le perdite evapotraspirative possono addebitarsi alle colture agrarie così come alla vegetazione naturale.

“Dryland salinity” e “Irrigation-induced salinity”

Fra i fenomeni di salinizzazione secondaria, quello connesso al cosiddetto *land clearing* è stato studiato in modo approfondito in Australia ma si manifesta intensamente anche in altri paesi e continenti, come ad esempio nelle regioni relativamente umide del Canada e degli USA o nelle aree più aride della Thailandia (Kijine et al., 1998). Esso rappresenta una delle cause più frequenti di salinizzazione secondaria dei suoli ed è dovuto all'eradicazione della vegetazione spontanea (specie poliennali e soprattutto arboree) ed alla sua sostituzione con delle colture agrarie (annuali ed esclusivamente erbacee), contraddistinte da apparati radicali meno profondi rispetto alla vegetazione preesistente e, in genere, assai superficiali.

Un'altra condizione particolarmente diffusa a scala planetaria, in grado di generare condizioni di salinità secondaria dei suoli, è senz'altro rappresentata dalla trasformazione irrigua di ampi comprensori, ossia il passaggio dall'aridocoltura ad una agricoltura irrigua, spesso attraverso la realizzazione di imponenti e assai vasti schemi idrici. La situazione, di per sé già molto rischiosa, diviene ancor più difficile nel caso in cui le acque irrigue impiegate siano tendenzialmente ricche in sali o i terreni recapito delle medesime acque non siano dotati di adeguato drenaggio naturale.

Mentre nel primo esempio riportato si parla di *dryland salinity*, nel secondo il fenomeno viene indicato come *irrigation-induced salinity*. Le ragioni del fenomeno sono facilmente interpretabili: prima dell'intervento di trasformazione operato dall'uomo, sempre riferendosi ad ambienti contraddistinti da clima arido o semi-arido, l'acqua utilizzata dalla vegetazione spontanea era in perfetto bilanciamento con gli apporti di pioggia; gli apparati radicali, essendo sufficientemente profondi, assicuravano che la falda idrica fosse ben al di sotto della superficie del suolo. L'eliminazione di questa vegetazione e, allo stesso modo, la trasformazione irrigua dei terreni, modificano drasticamente tale

delicato equilibrio idrologico; per cui la pioggia, in un caso, o l'irrigazione, nell'altro, riforniscono d'acqua le coltivazioni in quantità superiore rispetto alle reali esigenze. Tale eccesso d'acqua determina nel tempo un progressivo innalzamento della falda idrica, per giunta insolubilizzando i sali presenti nel sottosuolo e determinando la loro risalita, unitamente all'acqua, fino ad interessare lo strato occupato dalle radici delle coltivazioni. L'assorbimento idrico radicale ed il processo di evapotraspirazione provocano inevitabilmente un accumulo graduale dei sali in superficie, rendendo il suolo progressivamente inospitale alle piante agrarie ed inadatto all'esercizio dell'agricoltura. Ulteriori approfondimenti sul fenomeno “*dryland salinity*” possono essere reperiti soprattutto nell'ambito della letteratura scientifica australiana (Dyson, 1990; Kennewell, 1999; Rengasamy, 2002a; SCAV, 1982).

“Seepage salinity”

In rapporto alle condizioni morfologiche del suolo ed alla orografia del paesaggio, particolarmente in presenza di pendici o versanti, lo squilibrio arrecato al bilancio idrologico, che si è detto consistere in una maggiore ricarica della falda, può dare origine a movimenti di infiltrazione e di flusso idrico laterale, sempre accompagnati da una conseguente mobilitazione dei sali. I sali, quindi, possono essere trasportati dai luoghi dove l'acqua si infiltra e percola nel suolo (*recharge*) verso i luoghi dove quest'acqua evapora o viene utilizzata dalla vegetazione naturale o dalle coltivazioni a seguito dell'evapotraspirazione (*discharge*). Questo fenomeno di flusso idrico laterale o trasversale, attraverso il profilo del paesaggio, prende il nome di “*seepage*” e, di conseguenza, la salinità a cui esso dà origine è detta *seepage salinity*.

In linea teorica, la “*seepage salinity*” può essere di origine primaria oppure secondaria in rapporto alle cause che la determinano, sebbene assolutamente prevalenti siano i processi secondari rispetto a quelli primari. Esistono differenti e particolari condizioni di assetto del paesaggio che, su scala territoriale, possono determinare il fenomeno suddetto (figura 2.1); distinguiamo (van Hoorn e van Alphen, 1994):

- Il fenomeno di “*seepage*” è frequentemente osservato ai piedi di una collina o su di un terrazzamento naturale od ancora sul fondo

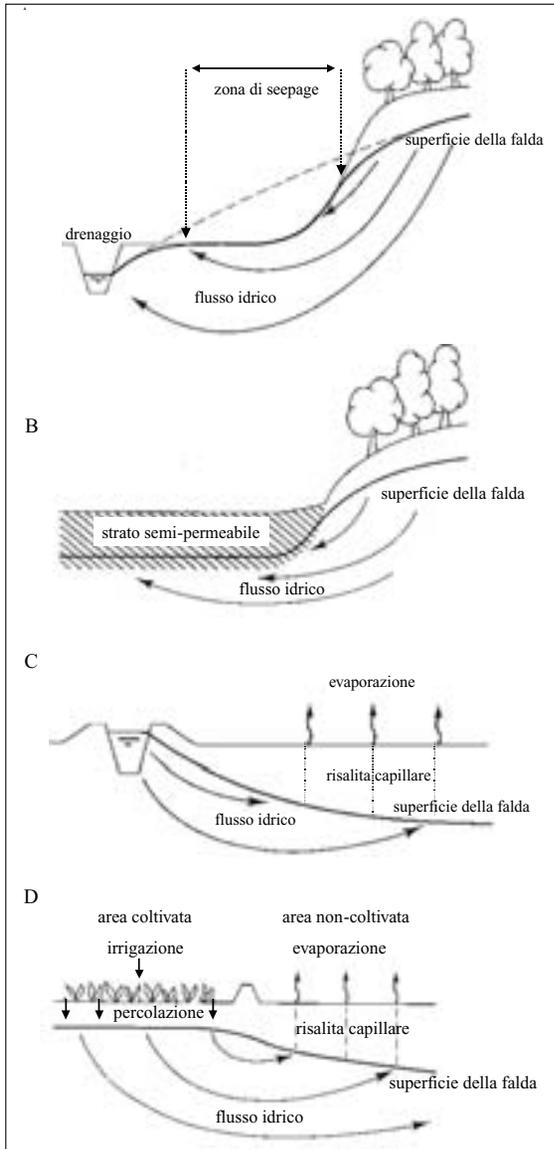


Figura 2.1. Differenti modalità attraverso cui può verificarsi il fenomeno di “seepage” (flusso idrico laterale lungo il profilo del paesaggio) in grado di avviare il processo di accumulo dei sali (elaborato da van Hoorn e van Alphen, 1994).

Figure 2.1. Different manner of “seepage” salinity able to start up the soil salinization process (adapted from van Hoorn e van Alphen, 1994).

di una vallata. Questa tipologia di salinizzazione è stata già introdotta con riferimento alla salinità primaria, della quale rappresenta una particolare ma frequente espressione. Mentre nei climi umidi in queste localizzazioni si è soliti riscontrare la presenza di suoli idromorfi, nei climi aridi è dato osservare, invece, il manifestarsi di suoli salini (figura 2.1A).

- Nel caso in cui la vallata, il pianoro od il terrazzamento siano caratterizzati dalla presenza di uno strato semipermeabile in prossimità della superficie del suolo (in modo da confinare la falda verso il basso), si verifica un’ampia ed estesa salinizzazione, benché scarsamente accentuata, dell’intera superficie (figura 2.1B); diversamente, il fenomeno di *seepage* si concentrerà a ridosso del fianco della collina, ovvero ai suoi piedi.
- Nelle aree irrigue, la presenza di canali non impermeabilizzati può originare delle infiltrazioni idriche nel suolo che, a lungo andare, determinano, nelle aree circostanti, lungo una sorta di fascia che segue l’andamento del canale medesimo, un fenomeno di risalita idrica con conseguente evaporazione dell’acqua e progressiva concentrazione dei sali (figura 2.1C).
- Abbastanza diffuso è anche il fenomeno di *seepage* che si realizza fra aree agrarie soggette ad irrigazione ed aree limitrofe che possono essere coltivate o meno ma che non vengono irrigate. Nei terreni sottoposti ad irrigazione l’acqua tende a spostarsi verso il basso e vi è pertanto un rischio assai limitato di salinizzazione (a condizione che il drenaggio non sia in qualche modo ostacolato); nei campi adiacenti, quelli non irrigati, il movimento prevalente dell’acqua è invece verso l’alto; l’acqua, evaporando, concentrerà i suoi sali in prossimità della superficie. A seguito del verificarsi di tale fenomeno, spesso è dato osservare una bordura, più o meno ampia, attorno ai margini di aree irrigue (figura 2.1D).

- In suoli contigui, contraddistinti da differenti caratteristiche di capillarità, possono manifestarsi fenomeni di *seepage* che determinano l’instaurarsi di una maggiore concentrazione di sali in corrispondenza di quello a capillarità più accentuata. Limitate differenze in altitudine, fra due aree contigue, possono avere un effetto del tutto analogo.

La risalita capillare lungo la frangia del suolo può essere considerata la fase terminale del fenomeno di *seepage*, ma può anche costituire un fenomeno indipendente ed a sé stante. Infatti, i flussi idrici del *seepage* o la risalita della falda raramente sono così intensi da raggiungere la superficie del suolo; il più delle volte, invece, permane uno strato di suolo insaturo at-

traverso il quale l'acqua risale in superficie per fenomeni di capillarità.

È anche possibile che i fenomeni di *dryland salinity* non siano necessariamente associati ad un progressivo innalzamento della falda. Capita, ad esempio, che a seguito della rimozione o del drastico contenimento della vegetazione spontanea od anche a causa della utilizzazione agricola del suolo, si dia maggiore impulso a fenomeni erosivi, ciò che conduce ad una naturale esposizione superficiale di strati salini precedentemente confinati nel sottosuolo. Il ruscellamento delle acque può trascinare via questi sali contribuendo alla salinizzazione dei corsi d'acqua o di aree topograficamente più depresse. È evidente che le misure di gestione della salinità di questi particolari suoli saranno completamente differenti rispetto a quelle richieste per quei suoli la cui salinità è attribuibile all'innalzamento della falda.

Salinità "transitoria"

La struttura di un suolo con caratteri di sodicità (la cui salinità è attribuibile soprattutto ad elevata concentrazione di ioni Na^+) è assai compromessa e, di conseguenza, la permeabilità risulta estremamente limitata. La presenza di una concentrazione di argille sodiche lungo il profilo del suolo (in particolare lungo l'orizzonte illuviale *Bt*) agisce come una sorta di strato impermeabile; una volta secco, tale orizzonte può risultare assai compatto e duro, tale da rappresentare un vero e proprio strato impervio, il più delle volte indicato col termine di *claypan*. In queste condizioni, essendo impedita o comunque assai ostacolata la percolazione dell'acqua, si osserva la formazione di una falda sospesa, a carattere temporaneo. L'acqua ivi contenuta, oltre che innalzarsi progressivamente verso la superficie del suolo, può subire un deflusso laterale, a sua volta favorito se il terreno è in pendio. Il flusso idrico è sempre accompagnato da mobilitazione e trasporto dei sali. Gli strati più o meno profondi del suolo coinvolti da questo afflusso idrico saranno interessati, come logica conseguenza, anche da un apporto di sali, la cui entità è in rapporto alla frequenza ed all'intensità del deflusso idrico medesimo. Se questo strato tende a portarsi in prossimità della superficie del suolo, come spesso accade, per esempio, lungo il versante di una collina, tale flusso idrico laterale determinerà la formazione

di un'area d'impluvio dove l'afflusso idrico genera una progressiva salinità superficiale del suolo.

Tale fenomeno di salinizzazione è indicato col termine di *salinità transitoria* (Rengasamy, 2002b) in quanto la concentrazione dei sali fluttua nei suoi valori in relazione alla profondità del suolo così come in base all'alternanza stagionale ed al regime delle precipitazioni. Siffatta tipologia di salinità non ha, quindi, nulla a che vedere con il processo di innalzamento della falda sotterranea; inoltre, il fenomeno della "salinità transitoria" coinvolge gli strati superficiali di suoli prevalentemente sodici ed andrebbe quindi anche distinto dal fenomeno della salinità dovuta a *seepage*, riscontrata in associazione con il processo di risalita della falda ipodermica (Rengasamy, 2000; Rengasamy e Sumner, 1998; Shaw et al., 1998).

I sali si accumulano al di sopra della falda sospesa nel corso della stagione umida e si concentrano ancor più negli strati superficiali a seguito dei processi di disseccamento del suolo dovuti all'evaporazione ed alla traspirazione vegetale durante la stagione secca. Il ritmo con il quale questo accumulo di sali si manifesta non è particolarmente elevato ma è comunque in grado di procedere inesorabilmente nel tempo, fino al punto da determinare un'influenza marcatamente negativa sulle colture.

2.2 I fenomeni di salinizzazione nelle aree irrigue

Nonostante numerosi e variamente elaborati siano i processi in grado di instaurare condizioni di salinità del suolo, è indubitabile che, in numerose regioni del pianeta e su milioni di ettari diversamente distribuiti fra continenti e nazioni, sia quasi sempre l'irrigazione la causa prima ad indurre la salinità dei suoli.

Appare del tutto paradossale che ingenti investimenti vengano destinati alla realizzazione di estesi progetti irrigui al fine di promuovere le potenzialità produttive di una data regione ed invece, ben presto, ci si accorga che il grado di fertilità dei suoli proceda drammaticamente verso un irreversibile declino.

Questi processi di salinizzazione secondaria indotti dall'irrigazione sono stati storicamente osservati già a partire dalle prime civiltà dell'uomo; quanto accadde in Mesopotamia rappresenta un caso a dir poco esemplare: l'attua-

le territorio dell'Iraq, ha conosciuto fenomeni di intensa salinizzazione nel corso del periodo Sumerico, fra il 2400 ed il 1700 a.C., proprio a causa della progressivo innalzamento della falda idrica conseguente un intenso utilizzo irriguo delle acque (Hillel, 1998). Altre analoghe esperienze, storicamente più recenti, hanno interessato la regione pianeggiante dell'Indu (inclusa oggi in parte nei territori del Pakistan, in parte in quelli dell'India), così come antichi insediamenti umani sia nell'America del Sud che del Nord (Tanji, 1990). Tali fenomeni da sempre accompagnano l'esercizio dell'agricoltura irrigua e si manifestano ogni qual volta non si presti particolare attenzione alle conseguenze che possono derivare da un intenso e copioso utilizzo dell'acqua su vasta scala.

I fattori che contribuiscono al fenomeno della salinità nelle aree irrigue sono numerosi e variamente interconnessi (Umali, 1993); sotto il profilo strettamente idrologico, i processi che di norma determinano la salinizzazione secondaria dei suoli a seguito di trasformazione irrigua di un comprensorio possono essere schematicamente così riconosciuti:

- 1) a seguito del progressivo innalzamento del livello della falda idrica sotterranea, conseguente al nuovo regime idrologico indotto dalla trasformazione irrigua dei campi, è possibile notare che:
 - a) i sali presenti nell'acqua di falda sono sospinti verso l'alto, concentrandosi negli strati superficiali del suolo, interessati alla presenza delle radici delle piante;
 - b) la risalita della falda mobilita i sali già presenti negli strati più profondi del suolo e li trasferisce in superficie;
 - c) la risalita della falda limita il drenaggio del suolo ed ostacola la lisciviazione dei sali che, di conseguenza, si accumulano in superficie;
- 2) il drenaggio naturale dei suoli si rivela limitato ed insufficiente, ciò che impedisce la lisciviazione dei sali; del tutto analogo è l'effetto conseguente all'assenza od alla scarsa efficienza degli schemi di drenaggio e delle sistemazioni idraulico-agrarie messi in opera nell'ambito di un particolare comprensorio irriguo; condizioni di ristagno idrico superficiale, infatti, determinano comunque un accumulo di sali;
- 3) l'accumulo salino è dovuto all'impiego di ac-

que irrigue salmastre o tendenzialmente tali, non accompagnato da sufficiente lisciviazione.

- 4) in prossimità delle coste, il continuo ed ingente emungimento delle acque di falda genera una progressiva intrusione di acque marine nell'ambito della falda medesima, peggiorandone progressivamente la qualità; la salinizzazione delle acque di falda diviene quindi veicolo diretto di salinizzazione di quei suoli che di quelle acque sono recapito.

La salinità attribuibile all'irrigazione si verifica, sempre ed in ogni modo, allorché sia turbato il pre-esistente bilancio idrologico di un'area (ossia il succitato rapporto fra *water recharge* e *discharge*). I paesi esposti a questa problematica sono prevalentemente quelli dei climi caldo-aridi. Quanto maggiore è l'aridità di una regione, tanto maggiore sarà la quantità di acqua destinata all'irrigazione e, di conseguenza, il carico salino applicato ai suoli; per contro, gli apporti di pioggia si dimostrano estremamente ridotti, comunque insufficienti a determinare la lisciviazione di quei sali; sono queste le condizioni climatiche tipiche che predispongono all'insorgere della salinità (*par. 2.3*).

La quantità di sali che effettivamente si accumula in un suolo dipende, inoltre, dalla profondità della falda, dalle caratteristiche di capillarità del suolo, dalla concentrazione salina delle acque o dalla quantità di sali potenzialmente mobilitabili lungo il profilo nonché dalle tecniche di gestione irrigua adottate in azienda o nel comprensorio in generale.

Nel tempo, un apporto elevato, anzi eccessivo, di acqua al suolo, in conseguenza di sovrairrigazione od anche a causa delle ingenti perdite idriche connesse alle inefficienze del sistema distributivo irriguo, possono determinare il progressivo aumento del livello della falda che, in tal modo, si avvicina sempre più pericolosamente alla superficie del suolo. Una volta che si sia instaurato un flusso capillare di acqua verso l'alto e che esso riesca ad alimentare il processo evapotraspirativo negli strati del suolo interessati alla presenza delle radici, è inevitabile che, presto o tardi, si realizzi un accumulo di sali.

La salinità, questo è un punto che andrebbe rimarcato, può manifestarsi a seguito dell'impiego di qualunque tipologia d'acqua, anche quella qualitativamente migliore; è solo una questione di tempo: minore è la concentrazione

dell'acqua in sali, minore risulterà il tasso di accumulo dei sali medesimi nel suolo, dunque maggiore risulterà il tempo necessario perché nel suolo siano raggiunti livelli di salinità in grado d'interferire con l'accrescimento delle colture. Ad esempio, un'acqua con una concentrazione di sali pari a 0,5‰ può essere considerata di ottima qualità irrigua, sebbene essa apporti una quantità di sali pari a 500 kg per ogni m³ di acqua erogata. Considerando che una coltura estiva (ad es. il pomodoro) necessita, per l'intera stagione irrigua, di circa 5-6.000 m³ ha⁻¹ di acqua, se ne deduce che, complessivamente, circa 2,5-3 tonnellate all'anno di sali sono apportati al suolo e si distribuiscono negli strati raggiunti dall'acqua, accumulandosi progressivamente.

Determinante è allora la possibilità che i sali apportati con l'acqua irrigua siano allontanati dal suolo tramite la lisciviazione. Perché ciò accada occorre applicare un quantitativo maggiore di acqua irrigua rispetto a quella strettamente necessaria al soddisfacimento delle esigenze evapotraspirative delle colture; questo incremento irriguo costituisce il cosiddetto "fabbisogno di lisciviazione" (*par. 3.2*) finalizzato al dilavamento dei sali, ammesso che le condizioni del regime pluviometrico non lo rendano superfluo (*par. 4.3*).

Un ulteriore requisito è quello di garantire un buon drenaggio del suolo, affinché sia effettivamente permesso un agevole allontanamento delle acque che, a loro volta, veicolano i sali. La mancanza di uno schema di drenaggio (che affianchi e completi lo schema irriguo), una sua inadeguata progettazione, un suo cattivo funzionamento a causa di carente manutenzione, sono tutte condizioni che predispongono l'insorgere della salinità. Per molti progetti irrigui, come riferito da numerosi autori (*par. 5*), si è accuratamente progettato lo schema idrico di distribuzione e ripartizione dell'acqua irrigua senza minimamente prendere in considerazione uno schema drenante che dovrebbe esserne strettamente associato o, in ogni caso, preoccupandosene con relativa superficialità. Spesso, la scarsità dei fondi destinati alla realizzazione dei progetti irrigui, necessariamente molto onerosi, ha determinato che venissero ad essere sacrificate maggiormente le esigenze espresse sul fronte del drenaggio ri-

spetto a quelle relative all'approvvigionamento ed alla distribuzione dell'acqua irrigua. È indubitabile che in numerosi progetti irrigui, particolarmente quelli realizzati nei Paesi in via di sviluppo ed in quelli della sponda meridionale del Mediterraneo, il problema della salinità dei suoli sia sorto, anche con relativa rapidità, soprattutto a causa di una insufficiente rete di drenaggio capace di smaltire le acque in eccesso ed abbassare il livello della falda (FAO, 2002).

Dall'altro lato, un'applicazione irrigua tecnicamente non corretta, che non consideri attentamente le esigenze irrigue delle colture, non valutando con cura i volumi di adacquamento corrisposti e non si preoccupi di conseguire un'adeguata uniformità di distribuzione dell'acqua in campo, rappresenta un aspetto altrettanto importante della problematica.

Il deterioramento delle infrastrutture adibite al trasporto ed alla distribuzione dell'acqua irrigua alla scala consortile rappresenta un ulteriore aspetto significativo del problema; le perdite idriche che ne conseguono, oltre che costituire uno spreco della risorsa, alimentano la percolazione profonda dell'acqua e contribuiscono, quindi, all'innalzamento della falda idrica sotterranea.

Ad una scarsa efficienza di trasporto dell'acqua nelle reti collettive di frequente si affianca un'altrettanto ridotta efficienza aziendale, sia nel trasporto dell'acqua che nella sua distribuzione in campo, cosicché, non di rado, complessivamente, più del 50% dell'acqua destinata ad irrigare i campi viene di fatto persa lungo il tragitto.

Negli ambienti mediterranei, una delle cause che maggiormente predispongono all'insorgenza della salinità dei suoli è rappresentata dalla progressiva intrusione dell'acqua di mare all'interno delle falde idriche prossime alle zone costiere. Questo fenomeno ha anch'esso origine antropica ed è strettamente dipendente da un'utilizzazione eccessiva delle risorse idriche sotterranee a scopo irriguo, aggravata dalle condizioni di penuria idrica in cui spesso versano gli areali irrigui meridionali.

Allorché gli acquiferi siano di natura carsica, una porzione consistente delle precipitazioni meteoriche (circa i due terzi) percola al di sotto dello strato sottile di suolo che ricopre la roccia e fluisce nell'ambito del suo complesso

ed intricato sistema di canali e fratture, fino a raggiungere, in prossimità della linea di costa, la zona della falda in cui l'acqua dolce fronteggia l'acqua di origine marina. L'acqua dolce, avendo una minore densità, tende a stratificarsi al di sopra di quella salata. Perché fra le due componenti idriche (acqua dolce proveniente dalla falda a monte ed acqua salata di origine marina) vengano condizioni di equilibrio idrostatico è necessario che l'altezza del pelo libero della falda rispetto al livello del mare sia almeno pari al seguente rapporto:

$$\Delta H = (\rho_s - \rho_d) / \rho_d$$

in cui: ρ_s è la densità dell'acqua salata e ρ_d quella dell'acqua dolce (Cavazza, 1991).

Questa frazione è, in linea teorica, pari a circa 1/40; in pratica, a causa di una parziale diffusione fra le due tipologie di acqua, tale rapporto si riduce a circa 1/30 (Cotecchia, 1955; Zorzi e Reina, 1964). Finché il livello idrostatico delle acque di falda è più elevato (di almeno 1/30) rispetto al mare, si determina il flusso di queste acque dolci verso la costa e non viene invece consentito il fenomeno contrario. Nel corso della stagione più piovosa, concentrata nei mesi autunno-vernini negli ambienti a clima mediterraneo, si assiste ad una ricarica delle falde, con conseguente innalzamento del livello di falda, aumento della pressione idrostatica ed arretramento della superficie di contatto fra acqua dolce e salata. Per contro, nel corso degli aridi mesi estivi, si assiste al fenomeno esattamente inverso. Con ritmo stagionale, quindi, lo spessore dello strato di acqua dolce sovrapposto all'acqua salata di origine marina andrà diminuendo e poi aumentando, secondo una cadenza prevalentemente dettata dal regime pluviometrico.

Se, per qualche ragione, questa condizione di equilibrio idrologico venisse alterata, ne conseguirebbe una drastica modifica nei rapporti fra acqua dolce e salata. In particolare, un periodo siccitoso molto intenso e prolungato od un cospicuo emungimento idrico a carico dell'acquifero sono in grado di abbassare, almeno localmente, il livello della falda. Al fine di ripristinare le condizioni di equilibrio idrostatico è quindi inevitabile un innalzamento delle acque saline della falda.

Si comprende bene che quanto maggiore è la profondità raggiunta dal pozzo all'interno

della falda idrica ed al di sotto del livello del mare, quanto più intenso è l'attingimento dell'acqua e quanto più ridotto è lo spessore dello strato di acqua dolce residuo al di sopra della falda ormai prevalentemente arricchita in acqua marina, tanto più facilmente il pozzo sarà invaso da acque saline e maggiore risulterà anche il livello di salinità delle acque medesime.

Per questo complesso di ragioni, ricorda Cavazza (1991), l'impiego di acqua prelevata dagli acquiferi carsici negli ambienti a clima mediterraneo evidenzia una serie di particolarità. Sebbene la salinità delle acque sia in genere abbastanza ridotta all'inizio della stagione irrigua (1,5-2‰), condizione assai favorevole in coincidenza con le prime, più delicate fasi di attecchimento ed accrescimento delle colture, essa tende progressivamente ad aumentare col procedere della stagione e finanche a raddoppiare il suo valore per la fine di settembre. Un'altro aspetto peculiare connesso allo sfruttamento irriguo di queste acque è che il loro grado medio di salinità e le oscillazioni stagionali a cui esso va incontro tendono via via a contrarsi con l'aumentare della distanza del pozzo dalla linea di costa. Lungo le coste pugliesi, però, è dato osservare frequentemente (Caliandro et al., 1997; Monteleone et al., 2002) che la salinità delle acque emunte dalla falda non è condizionata dalla distanza dei pozzi dal mare quanto dalla eterogeneità dell'acquifero, di natura carsica, che determina un differente grado di infiltrazione delle acque marine, variabile da zona a zona della costa medesima.

In ultimo, la salinità delle acque emunte può essere mantenuta relativamente bassa riducendo opportunamente l'intensità della captazione idrica, ossia non accentuando la depressione ("cono") che viene a crearsi con l'impiego della pompa di sollevamento delle acque. A questo riguardo, metodi irrigui a bassa pressione d'esercizio sono evidentemente più opportuni rispetto agli altri; in alternativa, occorrerebbe disporre di un serbatoio aziendale per costituire una riserva idrica sufficiente all'adacquata.

L'impatto conseguente alla trasformazione irrigua di comprensori più o meno vasti è in grado di ripercuotersi anche oltre i confini dei territori medesimi. Uno dei problemi ambientali più gravi connessi alla gestione delle acque del drenaggio irriguo è, ad esempio, il loro versamento nei corpi idrici naturali (Deason, 1992).

Le acque di drenaggio, infatti, spesso presentano valori di concentrazione salina molto elevati per cui i fiumi, che ne sono recapiti, vedono peggiorare progressivamente la qualità delle loro acque nel loro percorso verso il mare, fino al punto che la qualità delle acque diviene proibitiva per qualunque tipo di utilizzazione (non solo quella agricola). In alcune regioni, è questo il caso del bacino del fiume Colorado, ad esempio, le falde acquifere connesse all'alveo del fiume sono per loro natura già particolarmente saline, ciò che accentua il fenomeno di degrado; in altri casi, invece, il rilascio di acque di drenaggio nell'alveo dei fiumi, con il conseguente peggioramento qualitativo delle loro acque, ha determinato problemi di carattere politico nelle relazioni internazionali fra paesi confinanti che si ripartiscono territorialmente il medesimo bacino idrografico e ne condividono le risorse idriche. È questo il caso di India e Pakistan, Siria e Turchia (Keenan, 1992), Israele e Giordania, Stati Uniti e Messico (van Schilfgaarde, 1992). In tutte queste circostanze, l'utilizzatore primario, situato nella parte alta del bacino, è accusato di sprecare ed inquinare la risorsa idrica a danno dell'utilizzatore a valle.

L'insegnamento evidente che deriva dall'esperienza storica (si potrebbe dire "millenaria") richiamata in queste pagine è ovviamente semplice, benché essenziale e spesso di difficile attuazione: ogni qual volta si realizzi un progetto di trasformazione irrigua su larga scala, occorre immancabilmente preoccuparsi di non dare innesco ad un processo di salinizzazione secondaria dei suoli, interpretando con tempestività i primi sintomi che potrebbero manifestarsi, prevenendo con accortezza e lungimiranza le dinamiche evolutive del fenomeno, intervenendo prontamente sui fattori predisponenti e, in subordine, mettendo in atto misure di mitigazione degli effetti.

2.3 Valutazione climatica del rischio potenziale di salinizzazione

Il clima è il primo fattore che deve essere preso in considerazione per valutare il rischio potenziale di salinizzazione. Due sono, principalmente, le variabili climatiche di rilevante interesse: il *bilancio idrico annuale*, pari alla sommatoria delle precipitazioni al netto dell'evapotraspirazione cumulata, e la *distribuzione stagionale delle piogge*.

Il clima mediterraneo è caratterizzato da un'estate calda ed asciutta e da un inverno mite e piovoso. Durante l'anno, l'alternanza fra stagione umida e stagione secca determina due periodi critici potenziali: il primo, quello autunno-primaverile, espone ai rischi di ristagno a causa della pioggia spesso abbondante; il secondo, durante la stagione estiva, essendo contraddistinto da un'elevata richiesta evapotraspirativa può provocare la risalita capillare dei sali da falde poco profonde.

È possibile eseguire una prima grossolana valutazione dei rischi di salinizzazione sulla scorta delle precipitazioni medie annuali e dell'evapotraspirazione di riferimento. I dati climatici estesi a tutta l'area mediterranea mostrano che il bilancio idrico invernale è pari a zero nelle zone in cui l'ammontare delle precipitazioni annue è inferiore ai 200 mm. Di conseguenza, nei mesi invernali queste regioni non sono suscettibili di alcun rischio di ristagno ma, allo stesso tempo, le possibilità che le piogge possano lisciviare i sali apportati con l'irrigazione sono praticamente nulle. Con riferimento al bilancio idrico annuale, invece, è possibile affermare che le zone con un deficit idrico inferiore a 250 mm non dovrebbero manifestare particolari rischi di salinità, quelle in cui il deficit sia compreso tra 250 ed 750 mm presentano, invece, un rischio moderato, le zone con valori di deficit superiori a 750 mm, infine, risultano sensibilmente esposte al pericolo della salinizzazione (Bouarfa e Zimmer, 1994).

In Capitanata, sulla scorta di una serie storica cinquantennale (1951-2000), a fronte di un apporto pluviometrico annuale pari a circa 450-500 mm si registra una richiesta evapotraspirativa (valutata in termini di ET_0) di circa 1250 mm; ciò determina una condizione di deficit idrico, valutata su base annua, intorno ai 750-800 mm (Monteleone et al., 2004). In base alla classificazione precedentemente riferita, questi dati porterebbero la Capitanata in una condizione di elevata esposizione al rischio di salinizzazione, sebbene in un intervallo di valori ritenuto ancora di transizione tra un livello intermedio ed un livello molto alto di attenzione. Non solo giugno, luglio ed agosto sono mesi in costante assenza di surplus idrico, ma a questi occorre aggiungere, malauguratamente, anche i mesi di maggio e settembre, ad indicare un cospicuo allungamento del periodo climaticamen-

te arido, che non si limita alla sola stagione estiva ma si estende rispettivamente sia alla primavera che all'autunno. Novembre, dicembre e gennaio sono invece i mesi ai quali corrisponde un bilancio idrico in media (anche se non ogni anno) positivo e, dunque, un surplus idrico.

In relazione alla minaccia che fenomeni di cambiamento climatico su scala globale potrebbero accentuare il rischio della salinizzazione dei suoli, diviene interessante valutare l'evoluzione tendenziale del bilancio idrologico nell'arco di un periodo sufficientemente lungo quale un cinquantennio (1951-2000) con riferimento al clima locale di Capitanata (Monteleone et al., 2004). In particolare di notevole utilità risulta l'aggregazione stagionale di questi dati; l'estrapolazione dell'andamento tendenziale a 100 anni evidenzia, infatti, che sia nel corso dell'autunno che dell'inverno si verrebbero a determinare contrazioni particolarmente ingenti del bilancio idrico climatico (facendo registrare, rispettivamente, riduzioni pari a 116 e 103 mm in 100 anni). A questo riguardo, la figura 2.2 rappresenta graficamente l'andamento stagionale del bilancio idrico nel corso degli anni. Occorre sottolineare le conseguenze particolarmente nefaste che potrebbero conseguire da una perdurante e progressiva diminuzione del bilancio idrico invernale, il quale si sta pericolosamente avvicinando a valori prossimi allo zero, evidenziando il rischio di una cronica condizione di penuria idrica estesa anche ai mesi invernali. Tale condizione, infatti, potrebbe pregiudicare la possibilità di lisciviare, attraverso le piogge autunno-vernine, i quantitativi di sali che si accumulano nel suolo a seguito degli apporti irrigui eseguiti sulle colture nel corso della stagione estiva od estivo-autunnale. In considerazione della spesso elevata concentrazione salina delle acque utilizzate a scopo irriguo, soprattutto nel caso in cui esse siano prelevate da falda, ciò potrebbe compromettere nel lungo periodo la sostenibilità dei sistemi agricoli, aggravando i tanto temuti processi di desertificazione.

In Puglia, i rischi connessi all'aumento della concentrazione salina nei suoli, sebbene notevoli, non sono generalmente giudicati allarmanti proprio in quanto si confida nella capacità delle piogge autunno-vernine ad esplicare una sufficiente azione dilavante dei suoli (Caliandro, 1999; Caliandro et al., 1997). Tale convinzione, alla luce dei possibili scenari evolutivi a cui il

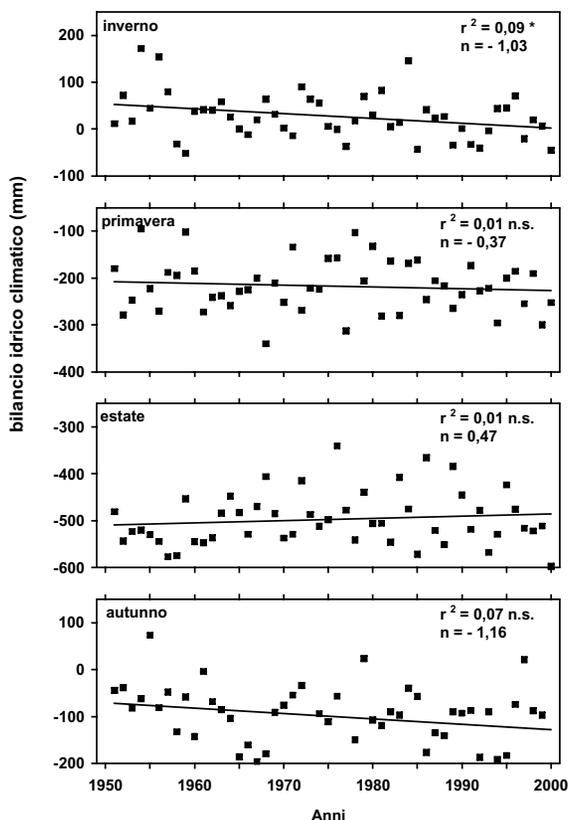


Figura 2.2. Regressione lineare dei valori stagionali del bilancio idrico con riferimento al cinquantennio 1951-2000 presso la stazione meteorologica di Foggia (da Monteleone et al., 2004).

Figure 2.2. Linear regression of the seasonal water balance in the course of the fifty-year period 1951-2000 at the meteorological station of Foggia (from Monteleone et al., 2004).

clima sembrerebbe vada incontro, andrebbe forse riesaminata, per verificare l'incidenza di eventuali modificazioni. È però ipotizzabile che, sebbene il bilancio idrico autunnale ed invernale non dovesse chiudere in attivo, almeno in alcune annate, l'effetto complessivo, esplicito nel lungo periodo, dovrebbe comunque contribuire al pareggio del bilancio salino.

Con riferimento al bacino del Mediterraneo, è possibile affermare (Szabolcs, 1996) che un aumento della temperatura media dell'aria, anche di un solo grado centigrado nei prossimi 50-70 anni, determinerebbe un aumento di circa il 10% dell'indice di aridità di Lang, presso numerose stazioni mediterranee; questa condizione esporrebbe ad un rischio notevolmente più elevato di salinizzazione.

2.4 Caratterizzazione chimico-fisica dei terreni salini

Ai fini di un'efficace descrizione delle caratteristiche chimico-fisiche dei suoli affetti da salinità occorre distinguere fra due differenti e, per certi versi, contrastanti tipologie di terreni salini; rispettivamente: i suoli salini ed i suoli sodici. Analoga distinzione viene eseguita con riferimento alla classificazione pedologica dei suoli salini, come si avrà modo di constatare più avanti (*par. 2.5*), tenendo conto che anche le pratiche colturali e quelle, eventuali, di recupero richieste per il miglioramento di questi suoli, si differenziano significativamente nelle due tipologie.

Suoli salini. I suoli salini naturali sono particolarmente comuni nelle regioni aride e semi-aride, lì dove l'evapotraspirazione prevale nettamente sulle precipitazioni (bilancio idrico negativo). I sali normalmente presenti sono solfati e cloruri di sodio e di calcio; il magnesio può a volte costituire una percentuale cospicua dei cationi e, in alcune zone, è possibile riscontrare la presenza di sali di potassio e nitrati. Per effetto dell'elevato contenuto in sali neutri i colloidali sono generalmente allo stato flocculato; benché si abbia scambio di Na^+ con Ca^{++} e Mg^{++} a ridosso delle superfici colloidali, l'argilla resta comunque sufficientemente aggregata; quindi la struttura del suolo si mantiene stabile a condizione che sia mantenuta un'elevata concentrazione salina della soluzione circolante e che non si abbia il netto prevalere degli ioni sodici. Gli ioni sodio scambiabili (ESP) rappresentano comunque una frazione inferiore al 15% della capacità di scambio totale. In queste condizioni i terreni presentano una buona permeabilità, il loro stato di aerazione è accettabile, così come la gran parte delle altre proprietà chimico-fisiche del suolo. Il pH varia tra 7 ed 8,5 a seconda della presenza di CaCO_3 e della pressione parziale di CO_2 nell'aria tellurica. I terreni salini sono di solito poveri in humus in quanto si sono evoluti a carico di una esigua vegetazione che non riesce ad avere notevole biomassa date le evidenti limitazioni rappresentate dall'elevata concentrazione salina; inoltre, si assiste ad una rapida ossidazione della sostanza organica causa il regime termico elevato e l'aridità pedologica.

La distribuzione dei sali nel suolo non è uniforme, né in superficie né lungo il profilo. Nella stagione asciutta la salinità è più elevata

negli strati più superficiali del suolo, mentre si sposta verso il basso nel periodo delle piogge. La velocità e l'entità del movimento dei sali nel terreno dipendono dalla loro solubilità, dalla quantità di acqua coinvolta in questi flussi, dalla velocità di migrazione degli ioni, dalla permeabilità del suolo e da numerosi altri fattori (Aringhieri, 1999).

Hilgard (citato in Russell, 1982) ha definito questi suoli con l'appellativo di "alcali bianchi" (*white alkali soils*) a causa della tendenza a formare efflorescenze saline chiare sulla superficie del terreno; oggi, questa tipologia di suoli è più comunemente indicata con la semplice denominazione di "terreni salini".

La salinità dei suoli interferisce direttamente sulla fisiologia vegetale sia riducendo il potenziale osmotico dell'acqua nel suolo sia attraverso un'azione tossica esercitata da ioni specifici quali il boro, il cloro od il sodio, allorché presenti in concentrazioni eccessive. L'effetto osmotico è correlato alla concentrazione salina totale e, per grandi linee, risulta indipendente dalla natura chimica dei sali presenti in soluzione. La componente osmotica riducendo il potenziale dell'acqua nel suolo rende più difficile e dispendioso l'assorbimento idrico da parte delle radici delle piante. In queste circostanze, è possibile constatare delle affinità fra stress salino e stress idrico (Flagella et al., 1999). Oltre ad un accrescimento piuttosto stentato, le piante di solito evidenziano sintomi specifici che si manifestano essenzialmente in una colorazione verde-blu delle foglie, accartocciamento e necrosi dei margini e dell'apice fogliare ed altre alterazioni anatomiche ed istologiche.

Suoli sodici. Sebbene le proprietà di questi suoli possano variare sensibilmente in funzione delle diverse condizioni ambientali e del loro stato di evoluzione, essi genericamente si caratterizzano per un elevato contenuto in sodio scambiabile ($\text{ESP} > 15\%$) e per valori di pH anch'essi molto alti, comunque superiori a 8,5. I suoli sodici contengono, inoltre, del carbonato e bicarbonato di sodio, in misura più o meno rilevante, unitamente ad altre modeste quantità di altri sali sodici. Questi terreni mancano, quindi, di quantità apprezzabili di sali solubili neutri, ed evidenziano concentrazioni significative di sali capaci di idrolisi alcalina, come ad esempio il carbonato di sodio. Il calcio ed il magnesio, infatti, sono poco rappresentati nella soluzione del terreno (diversamente da quanto ac-

cade nei terreni salini) poiché precipitano in forma di carbonati insolubili durante il processo di alcalinizzazione. La principale causa della reazione alcalina dei terreni è quindi l'idrolisi a carico dei cationi scambiabili, adsorbiti sulle superfici colloidali del suolo, e di alcuni sali presenti nella soluzione circolante del suolo, come CaCO_3 , MgCO_3 , Na_2CO_3 (Abrol et al., 1988).

Gli ioni Na^+ e K^+ non sono in grado di competere con gli ioni Ca^{2+} o Mg^{2+} , strettamente fissati al complesso di scambio; pertanto, i primi (cationi monovalenti) sono idrolizzati in misura nettamente maggiore rispetto ai secondi (cationi divalenti) e determinano, di conseguenza, un pH notevolmente più alcalino. L'idrolisi del CaCO_3 o del MgCO_3 è limitata a causa, come si è detto, della bassa solubilità di questi composti; essi tendono a produrre nei terreni un pH compreso fra 8,0 ed 8,2. Diversamente, i terreni che contengono quantità significative di Na_2CO_3 hanno sempre un pH superiore a 8,2. Il valore del pH aumenta con l'aumentare della concentrazione di Na_2CO_3 e può arrivare fino a valori di 10,0-10,2; ciò è dovuto alla più alta solubilità del Na_2CO_3 e dunque al più elevato potenziale d'idrolisi (Abrol et al., 1988).

In queste condizioni di pH così elevato ed in presenza di un netto prevalere del sodio sul complesso di scambio, i colloidali minerali ed organici si trovano allo stato deflocculato. Le particelle colloidali disperse possono quindi migrare negli strati inferiori del suolo formando un orizzonte *B* ben differenziato, che può raggiungere lo spessore di diversi decimetri, nel quale sono accumulati i colloidali argillosi ed i sequiosidi (Aringhieri, 1999). In conseguenza delle variazioni di umidità, ossia in condizioni alterne di contrazione e dilatazione del suolo, in questo orizzonte si formano profonde crepacciature verticali che conferiscono al suolo una macroscopica conformazione colonnare che costituisce la caratteristica morfologica più evidente di questi terreni. Allo stato secco, l'orizzonte illuviale risulta assai duro e compatto (assumendo una consistenza quasi lapidea), mentre diviene plastico ed impermeabile allorché inumidito. L'orizzonte superficiale *A*, invece, impoverito della frazione colloidale, risulta incoerente, soggetto a crosta ed erosione e pone seri problemi in fase di germinazione ed emergenza delle colture.

La marcata dispersione non solo delle micelle argillose ma anche delle particelle umiche

spesso determina l'apparire di una colorazione scura, anche nera, sulla superficie del suolo; tale condizione si associa alle altre caratteristiche precedentemente descritte; i terreni siffatti sono anche chiamati "alcali neri" (sempre secondo la terminologia proposta da Hilgard); oggi, questa tipologia di suoli è più comunemente indicata con la semplice denominazione di "terreni sodici" (la stessa denominazione di "terreni alcalini" tende, infatti, ad essere superata).

Le caratteristiche fisico-chimiche che differenziano così significativamente un suolo salino da quello sodico sono interpretabili alla luce delle interazioni che si stabiliscono fra la soluzione circolante ed i colloidali della matrice del suolo. I cationi presenti in soluzione sono assoggettati a due forze contrastanti: da un lato tendono a diffondere omogeneamente nella fase liquida; dall'altro sono attratti verso le superfici, a carica negativa, della fase solida. L'effetto che complessivamente ne risulta è l'instaurarsi del cosiddetto "doppio strato diffuso" (DSD). Con l'approssimarsi alle superfici colloidali, aumenta progressivamente la concentrazione degli cationi in soluzione; di contro, diminuisce quella degli anioni; oltre il DSD si ricostituiscono condizioni di equilibrio, per cui le concentrazioni di anioni e cationi si equivalgono. I fattori in grado di influenzare l'estensione del DSD sono principalmente rappresentati dalla carica degli ioni in soluzione e dalla concentrazione della soluzione all'equilibrio. I cationi divalenti (quali il Ca^{2+} ed il Mg^{2+}) sono attratti dalle superfici di scambio più di quanto non lo siano i cationi monovalenti (quali il Na^+); di conseguenza, a seguito di un aumento del rapporto Ca/Na in soluzione si determina una riduzione dell'espansione del DSD e viceversa. In modo analogo, un incremento della concentrazione salina all'equilibrio produce una contrazione del DSD mentre l'opposto si osserva in caso di una sua diluizione. Lo spessore del DSD ha una conseguenza diretta e rilevante sulle proprietà fisiche del suolo. Se due particelle colloidali argillose interagiscono ad una distanza inferiore al valore limite del DSD esse tenderanno reciprocamente a separarsi. Se, invece, l'ampiezza del DSD è sufficientemente ridotta, le particelle colloidali argillose possono interagire in modo tale che le superfici cariche negativamente si orientino verso i margini o gli spigoli a carica positiva di altre particelle; questo particolare arrangement, con la formazione dei

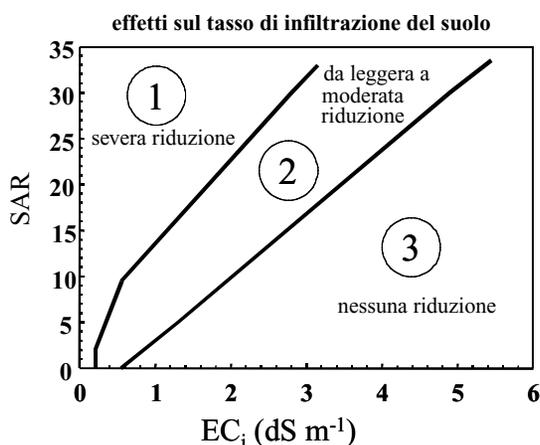


Figura 2.3. Effetti della salinità dell'acqua irrigua (EC_i) e del rapporto di adsorbimento sodico (SAR) sul tasso di infiltrazione idrica del suolo (elaborato da Ayers e Westcott, 1985).

Figure 2.3. Effects of irrigation water salinity (EC_i) and sodium adsorption ratio (SAR) on the soil water infiltration rate (adapted from Ayers and Westcott, 1985).

legami che ne consegue, consente la flocculazione delle argille e conferisce proprietà strutturali al suolo. Ne risulta che, mentre la concentrazione elevata di elettroliti può aumentare lo stato flocculato della componente colloidale del suolo, una prevalente saturazione in sodio del complesso di scambio ne determina la dispersione (van de Graaff e Paterson, 2001; Bauder e Brock, 2001; Ayers e Westcott, 1985). I problemi maggiori si vengono quindi a determinare allorché ad un eccesso di sodio (ESP elevato e superiore a 15) si associa una ridotta concentrazione in sali della soluzione circolante del suolo (figura 2.3). Il sodio di scambio svolge un'azione deflocculante e disperdente a carico delle argille che non riesce ad essere sufficientemente contrastata dall'azione opposta esercitata dagli elettroliti in soluzione.

I problemi che possono scaturire da siffatte condizioni sono numerosi e gravi: riduzione dell'infiltrazione, riduzione della conducibilità idraulica, compattamento, formazione della crosta superficiale; ciascuna di queste problematiche è in grado d'interferire sull'accrescimento delle colture, in primo luogo ostacolandone la germinabilità e l'emergenza oltre che, successivamente, limitando l'approfondimento radicale, l'approvvigionamento idrico, gli scambi di ossigeno causa le condizioni di ristagno, tenden-

zialmente asfittiche, che si vengono a determinare; è del tutto evidente che ciò possa comportare conseguenze assai serie sulla fertilità del suolo e sulla produttività delle colture. In presenza di un valore elevato dell'ESP, i terreni contraddistinti da una prevalenza delle frazioni argillose della tessitura saranno più inclini alla dispersione rispetto ai terreni limosi o sabbiosi, evidentemente perché è proprio la componente colloidale (argillosa oltre che organica) ad essere coinvolta nei suddetti processi. In particolare, l'incidenza del sodio nel condizionare la permeabilità del terreno è più evidente su suoli a predominanza di argille montmorillonitiche rispetto a terreni con argille di tipo illite-vermiculite e caolinite-sesquioxide (Violante, 2002).

2.5 Classificazione dei terreni salsi

Per una puntuale classificazione dei suoli salsi si rende necessario combinare i principi della pedogenesi con quelli della geochimica dei sali e della fisiologia delle piante. Soltanto in questo modo, infatti, è possibile distinguere l'origine e le forme dei suoli salini, il loro livello di fertilità naturale e stabilire le misure ritenute più opportune per il loro miglioramento (Dazzi, 1999).

Classificazione "US Salinity Laboratory"

Particolarmente diffusa, nel contesto agronomico, è la classificazione elaborata in ambito USDA, ad opera del U.S. Salinity Laboratory (Richards, 1954). Questa classificazione si basa essenzialmente su parametri di tipo chimico-fisico ed ha lo scopo di identificare la natura della salinità dei suoli per poterne suggerire gli interventi più opportuni di recupero e correzione. Il sistema di classificazione è particolarmente semplice in quanto si basa su due soli parametri: la salinità del suolo, espressa in termini di conducibilità elettrica dell'estratto di pasta satura a 25° C di temperatura (EC_e) e la percentuale di sodio scambiabile (ESP). Proprio a causa della sua estrema semplicità, non può evidentemente rispecchiare la complessa varietà di tipologie di suoli salsi presenti in natura, per cui occorre che non sia applicata aprioristicamente. Il sistema classifica i suoli affetti da salinità nel modo seguente:

1. *Suoli salini*: evidenziano una $EC_e > 4$ dS m⁻¹ ed un ESP < 15; il pH è generalmente inferiore a 8,5. Gli anioni prevalenti sono Cl⁻ ed SO₄²⁻; HCO₃⁻ è presente in piccole quantità; NO₃²⁻ si riscontra raramente. Na⁺, di regola, rappresenta meno del 50% dei cationi solu-

- bili; possono anche essere presenti carbonato di calcio e gesso.
2. *Suoli salino-sodici*: evidenziano sia una $ECe > 4$ $dS\ m^{-1}$ che un $ESP > 15$; il pH raramente è superiore a 8,5 ed è il più delle volte prossimo alla neutralità; lo ione Na^+ è presente in soluzione come sale neutro nella forma di $NaCl$ ed Na_2SO_4 . Se il valore del pH è superiore ad 8,5 allora sono presenti in soluzione anche gli ioni HCO_3^- e CO_3^{2-} ; sono i suoli più difficili da correggere e recuperare.
 3. *Suoli sodici*: evidenziano una $ECe < 4$ $dS\ m^{-1}$ ed un $ESP > 15$; il pH è generalmente superiore a 8,5 ed un valore intorno a 10 non è un'eccezione; il sodio rappresenta il catione prevalente in soluzione; la reazione così elevata è attribuibile alla idrolisi alcalina soprattutto a carico del Na_2CO_3 ; il suolo spesso contiene $CaCO_3$ che, a causa della sua bassa solubilità, non costituisce una riserva utile di calcio ai fini della correzione del suolo a meno che non si riesca ad abbassarne il pH. Le proprietà strutturali di un suolo sodico, per le ragioni evidenziate precedentemente, possono essere definite assai povere.

Classificazione FAO/UNESCO

È la classificazione che risente particolarmente della impostazione attribuibile alla scuola sovietica di pedologia; essa riconosce le seguenti tipologie di suoli salini (Kovda, 1973):

1. *Solonchaks*: sono riferibili ai suoli salini propriamente detti, caratterizzati dalla presenza nella soluzione acquosa di sali solubili neutri (cloruri, solfati, bicarbonati e carbonati di sodio, di potassio, magnesio e calcio) in quantità superiore al 2% (Dazzi, 1999). La salinità, almeno in particolari periodi dell'anno, raggiunge e supera i 15 $dS\ m^{-1}$ di ECe (a 25° C) in corrispondenza di una qualche profondità lungo il profilo del suolo; più precisamente: entro 1,25 m di profondità, nel caso in cui il terreno abbia granulometria grossolana, ed entro i 0.7 m, in caso di terreni a tessitura fina. Un suolo si ascrive a tale categoria anche nel caso in cui la sua salinità (espressa come ECe a 25° C) superi il valore di 4 $dS\ m^{-1}$ entro una profondità di almeno 0,25 m ed evidenzi un pH (1:1) superiore ad 8,5. È possibile differenziare diverse tipologie di *solonchaks* in base alla natura dei sali prevalenti nel suolo: "puffy solonchaks" (contengono in prevalenza solfato di sodio); "wet

mineral solonchaks" (contengono magnesio idroscopico e cloruro di calcio); "soda solonchaks", "chloride solonchaks" e così via (van Hoorn e van Alphen, 1994). Un'ulteriore suddivisione può essere operata in base alla profondità della falda apportatrice di sali; si distingue infatti fra solonchaks "attivi", con falda ancora prossima alla superficie del suolo, e solonchaks "residuali", la cui falda è ormai assai profonda (van Hoorn e van Alphen, 1994).

2. *Solonez*: sono riferibili ai suoli salino-sodici, per cui hanno un apprezzabile contenuto di sodio scambiabile; in particolare il valore dell'ESP risulta superiore alla soglia di 15% del totale degli ioni scambiabili, mentre la conducibilità elettrica è superiore a 4 $dS\ m^{-1}$ di ECe (a 25° C). Come conseguenza del ruolo assai particolare svolto dal sodio nel corso della formazione di tale tipologia di suolo, lungo il suo profilo si manifesta un caratteristico orizzonte B di tipo "natrico", ossia un orizzonte contraddistinto da una accentuata presenza di argille sodiche illuviali ed una marcata struttura di tipo colonnare o prismatica. Ulteriori suddivisioni possono essere compiute in base alla profondità della falda, lo sviluppo del profilo e la tipologia dei sali presenti.
3. *Solod*: nel loro aspetto generale sono simili ai *Solonez* rappresentandone la forma ormai degradata. Nell'orizzonte A la reazione si attesta su valori di pH 4-5 mentre alla base dell'orizzonte B può raggiungere anche il valore di 10 (Dazzi, 1999).

È possibile tracciare una ipotetica sequenza evolutiva dei *solonchaks* verso caratteristiche tipiche dei *solonez*. Quando si abbassa la falda idrica in un terreno salso naturale, cosicché i sali non si accumulano più in superficie, l'acqua di pioggia dilava i sali presenti lungo il profilo; questo processo fa sì che, talvolta, nel profilo stesso avvengano considerevoli cambiamenti chimici. Se il contenuto in sodio scambiabile supera il 10-15% della CSC, durante il dilavamento salino, una notevole percentuale degli ioni calcio scambiabili viene rimpiazzata dal sodio, ciò riduce la stabilità all'acqua della struttura del terreno, facendo disperdere l'argilla e le particelle umiche. Questo effetto dannoso è accentuato dal formarsi di carbonato di sodio nella soluzione circolante, durante gli stadi finali del dilavamento dei sali, che determina l'innalzamento del pH della soluzione circolante, spesso ol-

Tabella 2.1.A Definizione dell'orizzonte salico di un suolo (da Fierotti et al., 1999).

Table 2.1.A Definition of the salic soil horizon (from Fierotti et al., 1999).

Sistema di Riferimento	Definizione
Soil Science Society of America (1999)	Orizzonte minerale arricchito di sali secondari più solubili in acqua fredda del gesso; spesso 15 cm o più, contiene almeno 20 g kg ⁻¹ di salied il prodotto dello spessore (in cm) per la quantità di sali (in kg ⁻¹) è superiore a 600
World Reference Base IUSS – ISRIC (1998)	Orizzonte, di superficie o profondo, con un arricchimento secondario in sali prontamente solubili (più solubili del gesso); deve mostrare nel suo spessore: una ECe (a 25°C) > 15 dS m ⁻¹ in almeno alcuni periodi dell'anno; oppure, una ECe > 8 se il pH (in H ₂ O) dell'estratto saturo è maggiore di 8,5 (per suoli alcalini ricchi di carbonati) o minore di 3,5 (per suolo acidi ricchi in solfati); al minimo l'1% di sali; il prodotto dello spessore (in cm) per la percentuale di sali deve essere pari almeno a 60 mentre lo spessore deve essere almeno 15 cm.
United State Department of Agriculture USDA – NRSC (1998)	Orizzonte di accumulo di sali più solubili in acqua fredda del gesso; spesso almeno 15 cm; per almeno 90 giorni consecutivi, in anni normali, ha una ECe di almeno 30 dS m ⁻¹ ; il prodotto dello spessore (in cm) per la conducibilità (dS m ⁻¹) deve essere almeno pari a 900.

Tabella 2.1.B Definizione dell'orizzonte natrico (da Fierotti et al., 1999).

Table 2.1.B Definition of the natric horizon (from Fierotti et al., 1999).

Sistema di Riferimento	Definizione
Soil Science Society of America (1999)	Orizzonte minerale corrispondete alla definizione di orizzonte argillico, che mostra struttura prismatica, colonnare o massiva, ed un sotto-orizzonte che ha più el 15% di saturazione di Na sul complesso di scambio.
World Reference Base IUSS – ISRIC (1998)	Orizzonte profondo corrispondente alla definizione di orizzonte argillico, con struttura prismatica, colonnare o massiva, ESP > 15, oppure (magnesio sc. + sodio sc.) > (calcio sc. + idrogeno sc.), spessore di almeno un decimo della somma degli orizzonti soprastanti e comunque di almeno 7,5 cm
United State Department of Agriculture USDA – NRSC (1998)	Oltre le proprietà dell'orizzonte argillico: struttura a colonne o prismi, in alcune parti (generalmente nella parte superiore) che possono rompersi a blocchi; un ESP > 15 o un AR >13 nei 40 cm superiori; (magnesio sc. + sodio sc.) > (calcio sc. + idrogeno sc.) a pH 8,2 in uno o più orizzonti nei 40 cm superiori.

tre il valore di 9 (Russel, 1982). Queste condizioni di marcata alcalinità e di basso contenuto salino portano alla deflocculazione delle particelle argillose e di quelle umiche ed alla destabilizzazione della struttura. Lo strato superficiale diventa scuro, spesso nero, per la dispersione delle particelle umiche. Le particelle di argilla, ormai disperse, tendono a scendere lungo il profilo, a costituire uno strato illuviale con caratteristiche di un incipiente “claypan”. L'orizzonte *Bt* che così si sviluppa è scarsamente drenante, spesso con segni di gley ed ha una struttura massiva colonnare. L'intero processo di dispersione ed illuviazione dell'argilla è chiamato *solonizzazione* ed il suolo che si forma è un *solonetz*.

Classificazione “USDA Soil Taxonomy”

Nella “Tassonomia dei suoli” di scuola americana (USDA, 1975) le specifiche proprietà afferenti ai caratteri di salinità dei suoli sono in-

trodotte solo in corrispondenza della terza categoria di classificazione. I suoli salsi, infatti, possono essere riscontrati, rispettivamente, negli ordini degli Entisuoli, Inceptisuoli, Alfisuoli, Mollisuoli ed Aridosuoli. Secondo la classificazione americana i caratteri diagnostici indicativi della presenza di suoli affetti da salinità sono i seguenti:

- presenza di un *orizzonte salico*, strato di almeno 15 centimetri di spessore contenente un arricchimento secondario di sali solubili;
- presenza di un *orizzonte natrico*, una forma speciale di orizzonte argillico contraddistinto, in un suo suborizzonte, da una tipica struttura colonnare ed una saturazione con sodio scambiabile superiore al 15%.

Le particolari caratteristiche secondo le quali vengono definiti e descritti gli orizzonti salico e natrico secondo i tre principali sistemi di classificazione sono riportate nelle tabella 2.1A e B.

2.6 Problematiche di utilizzazione dei suoli salsi

I tre principali criteri che determinano una differenziazione fra i terreni affetti da salinità sono (Fitzpatrick et al., 2001):

- 1) lo stato idrologico (presenza od assenza di un'influenza esercitata dalla falda idrica sotterranea);
- 2) salinizzazione di origine primaria (naturale) o secondaria (indotta dalle attività di uso del suolo da parte dell'uomo);
- 3) condizioni chimiche del suolo (natura dei sali presenti nel suolo o disciolti nella soluzione circolante – terreni salini e/o sodici).

Gli aspetti più influenti relativi allo stato chimico del suolo riguardano:

- predominanza di cloruro di sodio (condizioni saliche);
- predominanza di sodio scambiabile sulla superficie delle argille (condizioni natriche);
- predominanza di gesso o solfato di calcio (condizioni gipsiche);
- predominanza di carbonati di calcio (condizioni calciche);
- predominanza di sali del magnesio (condizioni magnesiache);
- predominanza di solfati e pirite (condizioni acide).

La maggior parte di questi aspetti è discussa da Isabell (1996) nell'ottica di darne una sistematica descrizione ai fini classificatori. È

chiaro, comunque, che una corretta classificazione di questi suoli ne consente la caratterizzazione degli aspetti peculiari e l'individuazione di specifiche e particolari tipologie di recupero. I sistemi di classificazione e le categorie identificative dei suoli salini nell'ambito di un database (possibilmente a respiro mondiale) deve infatti consentirne una efficace utilizzazione anche da parte dei non-specialisti, particolarmente quelli che si occupano del recupero delle aree salinizzate.

La tabella 2.2 riassume schematicamente le prerogative di queste categorie di suoli salini, identificandone anche alcune possibilità di recupero ed utilizzazione.

In terreni salini il fattore principale di stress è l'effetto osmotico che abbassa il potenziale idrico del suolo, mentre in terreni alcalini è l'elevato valore del pH; in suoli magnesiaci si hanno effetti tossici diretti, deficienza di calcio e degradazione strutturale del suolo; in suoli gessosi e solfato-acidi la causa dello stress vegetale è soprattutto attribuito al basso valore di pH e, con riferimento a quest'ultimo, all'elevato contenuto in alluminio, ad effetto estremamente tossico.

L'utilizzazione agronomica di questi terreni (Aringhieri, 1999) è stata finora basata sul loro miglioramento mediante opere di bonifica, attraverso interventi idraulici ed agronomici e l'u-

Tabella 2.2. Principali tipologie di salinità dei suoli e caratteri correlati (elaborato da Aringhieri, 1999).

Table 2.2. Principal typologies of soil salinity and correlated characters (adapted from Aringhieri, 1999).

Tipologie di suoli salsi	Elettroliti prevalenti	Ambiente	Proprietà e condizioni di stress	Interventi di recupero
Suolo salino	cloruro di sodio e solfato (in casi estremi nitrati)	arido, semiarido	elevata pressione osmotica, effetto tossico dei cloruri	lisciviazione
Suolo sodico	sodio capace di idrolisi alcalina	semiarido, semiumido, umido	elevato pH, condizioni limitanti della struttura del suolo	correttivi, ammendanti e lisciviazione
Suolo gipsico	solfato di calcio	semiarido, arido	pH acido, effetti tossici	ammendanti alcalini
Suolo calcico	calcio (soprattutto CaSO ₄)	arido, semiarido		lisciviazione
Suolo magnesiaco	magnesio	semiarido, semiumido	effetti tossici, elevata pressione osmotica, deficienza di calcio	correttivi, ammendanti e lisciviazione
Suolo solfato acido	ferro ed alluminio (principalmente solfati)	litorali e lagune con sedimenti contenenti solfati	pH molto acido, effetti tossici dell'alluminio	calcitazione

so di ammendanti o correttivi, seguendo cioè il criterio di “adattare il terreno alle piante”. Prende progressivamente corpo una visione differente, basata sul principio opposto, ossia: “adattare le piante al terreno”. Questa concezione chiama certamente in causa il miglioramento genetico e le biotecnologie, che su questo fronte elaborano di continuo nuove strategie applicative (Shannon, 1997; Zhu, 2001; Yokoi et al., 2002; Bennett e Khush, 2003; Santa-Maria, 2003; Flowers, 2004) ma fa soprattutto appello a nuovi criteri di scelta delle colture e di impostazione dei sistemi colturali, propugnando l'impiego di specie alofite (anche di nuova introduzione) in grado di adattarsi, variamente e secondo differenti modalità, alle condizioni imposte dall'ambiente. La versione più spinta di tale strategia prende il nome di “agricoltura salina” ed arriva ad ipotizzare, per definite circostanze, anche l'impiego diretto dell'acqua del mare. Numerose sono le specie che potrebbero essere prese in considerazione e le più disparate le loro utilizzazioni; una rassegna sufficientemente ampia e dettagliata è riferita in AA.VV. (1990). Sempre più attiva ed intensa è la produzione scientifica in questo settore (Davidson e Galloway, 1993; Choukr-Allah et al., 1996; Glenn et al., 1999) e si evidenzia anche la nascita di un Centro Internazionale di Studi sull'argomento (ICBA – *International Center for Biosaline Agriculture*) con sede a Dubai, Unione degli Emirati Arabi.

I problemi posti dai suoli salini per il loro miglioramento e riscatto all'agricoltura sono quanto mai complessi. Come osservato in Dazzi (1999), non esiste un unico metodo sempre valido ed universalmente applicabile per la gestione dei suoli salini e per il controllo della salinità ma, di volta in volta, occorre ricorrere alla combinazione di diverse pratiche che devono non solo integrarsi fra loro ma anche essere scelte secondo i casi. In termini del tutto generali i suoli più facilmente e sicuramente recuperabili potrebbero essere destinati all'agricoltura irrigua, quelli meno validi in quanto di difficile recupero o gestione, potrebbero essere destinati al pascolo naturale o al bosco. Avendo presente il ruolo multifunzionale oggi accreditato all'agricoltura, nelle condizioni più compromesse o nel caso in cui i costi del recupero dovessero essere eccessivi, od ancora nel caso in cui si riscontrino valenze ambientali degne di

rispetto e salvaguardia, è possibile ipotizzare delle utilizzazioni alternative del suolo, improntate ad un uso più estensivo od alla rinaturalizzazione: gestione di alofite spontanee, raccolta periodica di piante igrofile per la produzione di biomassa, allevamento di pesci, creazione di zone di preservazione di habitat naturali tipici delle zone umide, fruizione turistica e ricreativa.

3. Il bilancio dei sali nel suolo: relazioni quantitative

La comprensione dei fenomeni di accumulo salino nel suolo, la previsione degli impatti a cui può dar seguito, nonché gli interventi di gestione che è possibile porre in essere, poggiano le loro basi teoriche sull'esecuzione del bilancio idrico e sul conseguente bilancio dei sali. I due processi, come più volte riferito, sono strettamente associati, visto che i flussi idrici consentono la mobilitazione ed il trasferimento dei sali nel suolo mentre l'evapotraspirazione ne determina la concentrazione e l'accumulo.

Verranno di seguito presentate le relazioni quantitative ritenute propedeutiche alla definizione delle tecniche connesse alla pratica della lisciviazione e, più in generale, alla gestione dell'irrigazione e del drenaggio.

Le formule riferite ed il percorso logico tracciato riprendono e rielaborano numerosi lavori scientifici che su questo tema si sono susseguiti negli ultimi decenni, a partire dal seminale lavoro compiuto da Richards (1954) e colleghi presso il Salinity Laboratory dell'USDA. Altri contributi ritenuti di notevole rilevanza e che si ritiene opportuno citare sono: Reeve e Fireman, 1967; Ayers e Westcot, 1985; Abrol et al., 1988; Rhoades e Loveday, 1990; Rhoades et al., 1992; van Hoorn e van Alphen, 1994; Hillel, 1998; FAO, 2002.

3.1 Il bilancio idrico

Entrambi i bilanci, sia quello idrico che quello salino, vengono realizzati con riferimento ad un sistema spazialmente ben definito, rappresentato dallo strato di suolo direttamente interessato dalla presenza delle radici ed in base al quale sono dimensionati gli apporti irrigui alle colture.

Il bilancio idrico è facilmente schematizzabile attraverso la seguente relazione, che rical-

ca i flussi idrici rappresentati in figura 3.1:

$$(I + P + G) - (ET + R) = \Delta W \text{ (mm)} \quad (1a)$$

in cui: I = irrigazione; P = precipitazione; G = risalita capillare; ET = evapotraspirazione; R = percolazione e drenaggio profondo; ΔW = variazione del contenuto idrico del suolo con riferimento alla zona radicale; tutti i termini possono essere espressi in volume (m^3) o, più correntemente, in altezza d'acqua (mm). La prima somma fra parentesi identifica gli apporti, la seconda le sottrazioni idriche al sistema. Sia I che P devono essere intesi come quantità effettive, ossia corrispondenti ad una reale infiltrazione dell'acqua nel suolo (al netto di eventuali fenomeni di ruscellamento) e possono essere congiuntamente indicati col termine W_i (ponendo quindi $W_i = I + P$); analogamente, è possibile accoppiare i termini R e G, ed indicare il drenaggio netto R_n come differenza fra i due termini (ossia porre: $R_n = R - G$).

Facendo riferimento ad un lasso temporale ΔT sufficientemente lungo, il contenuto idrico del suolo al termine del medesimo intervallo può essere considerato uguale a quello iniziale; ciò significa assumere $\Delta W = 0$. Alla luce di quanto appena riferito, il bilancio idrico viene ad essere così semplificato:

$$W_i = I + P = ET + R_n \text{ (mm)} \quad (1b)$$

3.2 Il bilancio salino all'equilibrio

Ad ogni intervento irriguo, una certa quantità di sali si aggiunge al suolo e si miscela con la soluzione circolante; l'entità di tale apporto è funzione della salinità dell'acqua irrigua e dei volumi di adacquamento impiegati. Una frazione di questi sali, a cui eventualmente si associa anche una parte dei sali già accumulati, viene lisciviata oltre la zona radicale; l'entità di tale sottrazione dipende dai volumi delle acque di drenaggio e dalle condizioni di miscelazione che si sono stabilite fra la soluzione del suolo e l'acqua d'irrigazione. Dopo un lasso di tempo sufficientemente lungo, purché le condizioni a cui il sistema è sottoposto non vengano ad essere drasticamente modificate, viene raggiunta una condizione di equilibrio (*steady state*) fra soluti in ingresso ed in uscita e la concentrazione salina media del suolo, pertanto, si stabilizza. Per impostare in modo metodologicamente corretto il bilancio salino occorre fissare a priori alcune assunzioni, così definite:

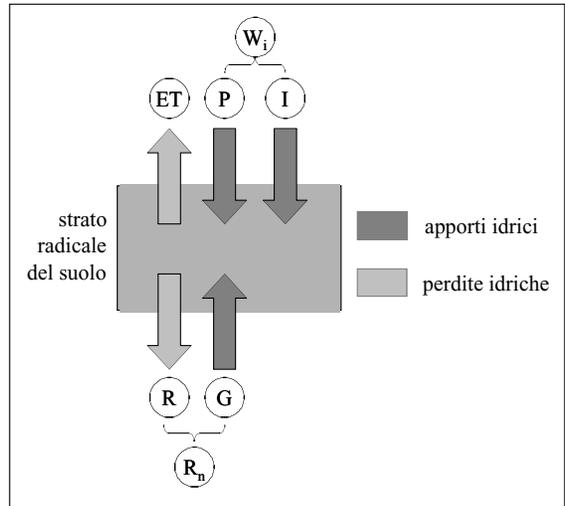


Figura 3.1. Schema dei flussi idrici nell'ambito dello strato radicale del suolo.

Figure 3.1. Representation of the different water flows within the soil root layer.

- in prima approssimazione, la zona radicale è considerata un unico strato di suolo in cui l'acqua ed i sali sono omogeneamente distribuiti; in altri termini, ciò significa assumere una completa miscelazione dell'acqua irrigua nell'ambito della soluzione circolante del suolo;
- tutti i sali sono considerati altamente solubili e non danno luogo a precipitazioni o a qualunque forma di reazione chimica, sia nel mezzo liquido sia fra questo e le superfici della matrice del suolo; il suolo, cioè, viene considerato esclusivamente dal punto di vista fisico, ossia come mezzo poroso coinvolto nei processi idrologici;
- viene trascurato l'apporto di sali che si realizza a seguito delle fertilizzazioni; analogamente, si trascura di considerare l'assorbimento dei sali operato dalle colture agrarie in attivo accrescimento.

Con riferimento a condizioni stazionarie, quindi, la quantità di sali apportati al suolo, con le irrigazioni, le piogge e la risalita capillare, è pari a quella sottratta ad esso attraverso il processo di percolazione e drenaggio. L'equilibrio salino, pertanto, può essere così impostato:

$$I C_i + P C_p = R C_r - G C_g \text{ (g m}^{-2}\text{)} \quad (2)$$

in cui: C = concentrazione salina ($g m^{-3}$), le altezze d'acqua I, P, G ed R sono, per l'ocasio-

ne, convertite da millimetri a metri, mentre i pedici i, p, g, r rappresentano i suffissi che indicano, rispettivamente, l'acqua irrigua, quella di pioggia, quella di falda soggetta a risalita e quella di drenaggio profondo. Combinando le due equazioni, (1a) e (2), si ottiene:

$$R = ET \frac{C_i}{C_r - C_i} + P \frac{C_p - C_i}{C_r - C_i} + G \frac{C_g - C_i}{C_r - C_i} \quad (mm) \quad (3)$$

L'equazione (3) può essere considerata come l'equazione fondamentale che interpreta il bilancio idro-salino e consente di definire il "fabbisogno di lisciviazione". Quest'ultimo (R) è espresso come frazione del fabbisogno irriguo colturale (ET) che cresce all'aumentare della salinità delle acque d'irrigazione. Gli altri due termini additivi prendono in considerazione, rispettivamente, la salinità delle acque di pioggia (P) e di risalita capillare (G); il valore di R aumenta o diminuisce in proporzione al grado di salinità di queste acque rispetto alla salinità delle acque irrigue.

Con riferimento a particolari, specifiche condizioni, è possibile considerare alcune ipotesi di semplificazione: *a)* le piogge siano prive di sali; ciò equivale a porre $C_p = 0$; *b)* in assenza di infiltrazioni di acqua (*seepage*), ossia di afflusso salino dall'esterno, nella zona immediatamente al di sotto dello strato radicale si verrebbero a definire condizioni di equilibrio con l'acqua drenante; in altri termini, oltre lo strato radicale e per un certo spessore di suolo, la concentrazione dell'acqua drenante è uguale a quella coinvolta nella risalita capillare, per cui: $C_r = C_g$; *c)* avendo assunto che l'acqua apportata con l'irrigazione si misceli uniformemente con l'acqua presente nello strato radicale, ne consegue che la concentrazione salina della soluzione circolante del suolo alla capacità di campo sia pari alla concentrazione dell'acqua di drenaggio, per cui: $C_{cc} = C_r$. Sotto queste condizioni, l'equazione (3) diviene:

$$R_n = (ET - P) \frac{C_i}{C_{cc} - C_i} \quad (mm) \quad (4)$$

Poiché, in base al bilancio idrico:

$$I = (ET - P) + R_n \quad (mm) \quad (5a)$$

combinando l'equazione (4) con la (5a), si ottiene:

$$I = (ET - P) \frac{C_{cc}}{C_{cc} - C_i} \quad (mm) \quad (5b)$$

Con l'equazione (4) è possibile determinare il "fabbisogno di lisciviazione" teoricamente necessario per mantenere l'equilibrio salino, mentre l'equazione (5) consente di determinare il quantitativo complessivo di acqua che deve essere somministrata al fine di soddisfare sia i consumi idrici della coltura che il fabbisogno di lisciviazione indispensabile per il bilanciamento salino. Nella suddetta equazione, $(ET - P)$ informa sulle influenze esercitate dal clima nel modulare le necessità irrigue delle colture, C_i definisce la qualità dell'acqua impiegata ai fini irrigui, ed infine C_{cc} rappresenta il criterio agronomico a cui è utile riferirsi nella scelta delle colture; ogni coltura, infatti, manifesta un proprio grado di tolleranza alla salinità, per cui il valore di C_{cc} da inserire nella formula andrebbe opportunamente scelto in rapporto a questo grado di tolleranza ed agli obiettivi produttivi che si intendono conseguire (generalmente espressi come frazione della produttività massima conseguibile, secondo il modello di Mass ed Hoffman, 1977).

3.3 Il rapporto di lisciviazione

Si definisce "rapporto di lisciviazione" (LF) il quantitativo di acqua che drena al di sotto del limite inferiore dello strato radicale ($R_n = R - G$) rispetto alla quantità complessivamente apportata al suolo ed infiltratasi attraverso la sua superficie superiore ($W_i = I + P$). In base alla definizione, possiamo quindi scrivere:

$$LF = \frac{R_n}{W_i} = \frac{R - G}{I + P} \quad (-) \quad (6)$$

Una corretta quantificazione di LF (Richards, 1954), consente di controllare il grado di salinità del suolo ad un livello predefinito che sia compatibile con la coltura prescelta o l'ordinamento colturale complessivamente adottato.

In base alle condizioni di equilibrio idro-salino, riportate nella (2), stabilito che:

$$C_g = C_r = C_{cc}$$

e che:

$$C_w = \frac{I C_i + P C_p}{W_i} = \frac{I C_i + P C_p}{I + P} \quad (g\ m^{-3}) \quad (7)$$

è possibile scrivere:

$$W_i C_w = R_n C_{cc} \quad (8)$$

da cui si evince che:

$$LF = \frac{R_n}{W_i} = \frac{C_w}{C_{cc}} \quad (-) \quad (9)$$

Poiché l'acqua di pioggia, come già riferito, è assai povera di sali, ne consegue che: $C_p = 0$; C_w (eq.7) assume, dunque, il significato di una media ponderata della salinità dell'acqua d'irrigazione in base all'effetto di diluizione esercitato dalle acque di pioggia; pertanto:

$$C_w = \frac{I}{I+P} C_i \quad (g\ m^{-3}) \quad (10)$$

in base alla (9), quindi, il rapporto di lisciviazione diviene:

$$LF = \frac{I}{I+P} \frac{C_i}{C_{cc}} \quad (-) \quad (11)$$

In sintesi, la frazione di acqua richiesta per la *leaching* aumenta all'aumentare del contenuto in sali dell'acqua d'irrigazione (C_i) come pure al diminuire del valore limite che si intende attribuire alla concentrazione in sali della soluzione circolante del suolo (C_{cc}); quest'ultima, a sua volta, dipende dalla tolleranza alla salinità della specie oggetto di coltivazione. Gli apporti pluviometrici hanno l'effetto di ridurre il rapporto di lisciviazione strettamente necessario.

È sempre bene verificare con cura l'ammontare dell'acqua destinata alla lisciviazione dei sali perché un volume eccessivo potrebbe superare il limite di infiltrazione e permeabilità del suolo. Se tale frazione risultasse fuori misura, occorrerà scegliere un valore più alto di C_{cc} per contenerne il valore; in pratica, ciò significa volgere l'attenzione verso una coltura più tollerante alla salinità o, in alternativa, accettare un livello produttivo inferiore rispetto alle potenzialità delle medesima coltura. Se la frazione di lisciviazione, per fare un esempio, fosse pari a 0,25, ciò significherebbe che l'acqua di percolazione dovrebbe essere pari ad 1/4 dell'acqua irrigua complessivamente apportata; il suolo, di conseguenza, manifesterà un aumento della concentrazione salina quattro volte superiore a quella dell'acqua irrigua. Possiamo esprimere questa relazione mediante il cosiddetto "fattore di concentrazione" (n) che è dato dal valore reciproco del rapporto di lisciviazione:

$$n = \frac{1}{LF} \quad (-) \quad (12)$$

Si è finora espressa la concentrazione salina della soluzione circolante del suolo (C) in termini ponderali (ossia in $g\ m^{-3}$, equivalenti ad una concentrazione valutata in $mg\ l^{-1}$ od anche p.p.m.). Sappiamo che tale concentrazione è proporzionale alla conducibilità elettrica (EC) della soluzione medesima e che, in un intervallo di conducibilità variabile da 1 a 10 $dS\ m^{-1}$, il rapporto fra concentrazione salina e conducibilità elettrica assume valori intorno a 640. Con sufficiente approssimazione, pertanto, potremo scrivere:

$$EC\ (dS\ m^{-1}) = 640\ C\ (g\ m^{-3}) \quad (13)$$

Con riferimento ad un'ampia categoria di suoli (eccezione fatta per quelli sabbiosi e sabbioso-franchi) il contenuto idrico della pasta satura è pari a circa due volte quello corrispondente alla capacità di campo; per cui, se in soluzione sono presenti solo sali ad elevata solubilità e non sia dato riscontrare valori significativi di carbonato o solfato di calcio, è possibile assumere che:

$$EC_e = 0,5\ EC_{cc} \quad (dS\ m^{-1}) \quad (14)$$

in cui EC_e rappresenta la conducibilità elettrica dell'estratto di pasta satura a $25^\circ\ C$ mentre EC_{cc} il corrispondente valore della soluzione circolante del suolo alla capacità idrica di campo.

Dalle due ultime espressioni, (13) e (14), si ricava facilmente che:

$$EC_e = 0,5 * 640\ C_{cc} \quad (dS\ m^{-1}) \quad (15)$$

Avendo stabilito, approssimativamente, questo rapporto di conversione, è possibile riformulare le equazioni (4), (5) ed (11) non più in termini di concentrazione salina (C) bensì in termini di conducibilità elettrica (EC); per cui:

$$R_n = (ET - P) \frac{EC_i}{2EC_e - EC_i} \quad (mm) \quad (16)$$

$$I = (ET - P) \frac{2EC_e}{2EC_e - EC_i} \quad (mm) \quad (17)$$

$$LF = \frac{EC_w}{2EC_e} = \frac{I}{I+P} \frac{EC_i}{2EC_e} \quad (-) \quad (18)$$

3.4 L'efficienza di lisciviazione

In un mezzo poroso, quale il suolo, i sali vi si distribuiscono, più o meno omogeneamente, sia tramite il flusso idrico di massa che mediante processi di diffusione e dispersione. Il caso teorico più semplice che è possibile ipotizzare è quello del cosiddetto flusso "a pistone"; in questo caso, una soluzione immessa nel suolo dall'alto e che incalza a seguito di un flusso idrico discendente, sostituisce "in-toto" quella pre-esistente, venendosi così a determinare un confine assai netto fra le due soluzioni che entrano in contatto; man mano che il flusso procede, questa superficie di confine si sposta progressivamente verso il basso. Al suo passaggio si osserverà, quindi, un brusco cambiamento nella concentrazione salina del mezzo, da quella relativa alla soluzione pre-esistente a quella della soluzione di rimpiazzo.

Questo è un modello puramente teorico di comportamento; anche nel mezzo poroso più omogeneo, costituito cioè da una porosità regolare ed uniformemente distribuita, non è mai dato osservare un cambiamento di concentrazione salina così brusco ed improvviso; in realtà il fenomeno avviene con maggiore gradualità a causa dei processi di diffusione e dispersione che consentono una parziale ma progressiva miscelazione fra le due soluzioni in contatto. Anzi, tanto minore risulta la velocità del flusso idrico, tanto maggiore sarà l'influenza esercitata da questi fenomeni diffusivi e dispersivi. In un mezzo poroso, infatti, l'acqua si muove attraverso un sistema assai intricato e tortuoso di pori che hanno un diametro differente e variamente distribuito; il flusso idrico sarà più rapido nei pori più grandi rispetto a quelli di dimensioni più contenute; inoltre, la velocità del flusso sarà maggiore al centro dei pori piuttosto che a ridosso delle pareti, dove agiscono le forze di attrito. Tutto ciò determina che le due soluzioni all'interno del mezzo poroso siano destinate a miscelarsi; tale miscelazione è per l'appunto determinata dalla differente velocità dei fluidi nel mezzo; il fenomeno appena descritto è quello della "dispersione". I due fluidi possono miscelarsi anche per effetto del processo diffusivo, ossia in risposta ad un gradiente di concentrazione che potrebbe stabilirsi fra due punti qualsiasi del mezzo medesimo.

A causa della costituzione granulometrica

del suolo, del suo assetto strutturale e del grado di umidità, l'acqua che si infiltra in un suolo, permeandolo ed attraversandolo, può miscelarsi completamente con la soluzione tellurica pre-esistente oppure ciò può accadere solo in parte o limitatamente, allorché il flusso abbia luogo in modo preferenziale o prevalente attraverso il sistema dei pori più ampi o delle crepacciature, senza così entrare in contatto con la soluzione del suolo (*bypass-flow*). Il grado in cui quest'acqua in entrata permea il suolo ed effettivamente si miscela con la sua soluzione circolante può essere espresso mediante un coefficiente di "efficienza di lisciviazione"; in particolare possiamo riconoscere due diversi termini di "efficienza": a) il primo termine si riferisce all'acqua di drenaggio R; l'efficienza di lisciviazione f_r esprime quella frazione di R effettivamente in equilibrio con la soluzione del suolo nello strato radicale; la frazione complementare $(1 - f_r)$, non essendosi miscelata alla soluzione circolante del suolo, non avrà modificato la sua concentrazione salina rispetto alla salinità dell'acqua irrigua; b) il secondo termine si riferisce all'acqua d'irrigazione I; l'efficienza di lisciviazione f_i , in questo caso, esprime la frazione d'acqua irrigua che effettivamente viene a permeare il suolo, miscelandosi con la soluzione circolante; la frazione complementare $(1 - f_i)$, invece, risulta inefficace anche al soddisfacimento delle esigenze idriche colturali e drena più o meno rapidamente.

La figura 3.2 illustra, in termini grafici, i concetti appena riferiti inerenti l'efficienza di lisciviazione. Con riferimento a condizioni di equilibrio e nell'arco di un definito intervallo di tempo, potremo quindi scrivere:

$$I = f_i I + (1 - f_i) I \quad \text{e} \quad R_n = f_r R_n + (1 - f_r) R_n$$

che sono equazioni d'identità; inoltre, si comprende facilmente dall'osservazione della figura 3.2 che deve anche sussistere:

$$(1 - f_r) R_n = (1 - f_i) I \quad f_r R_n = f_i I - (ET - P)$$

Quest'ultima espressione consente di definire il valore dell'efficienza di lisciviazione legata al termine di drenaggio, ossia f_r .

$$f_r = \frac{f_i I - (ET - P)}{R_n} \quad (-) \quad (19)$$

Il coefficiente f_r non è quindi indipendente; il suo valore, infatti, è funzione della efficienza

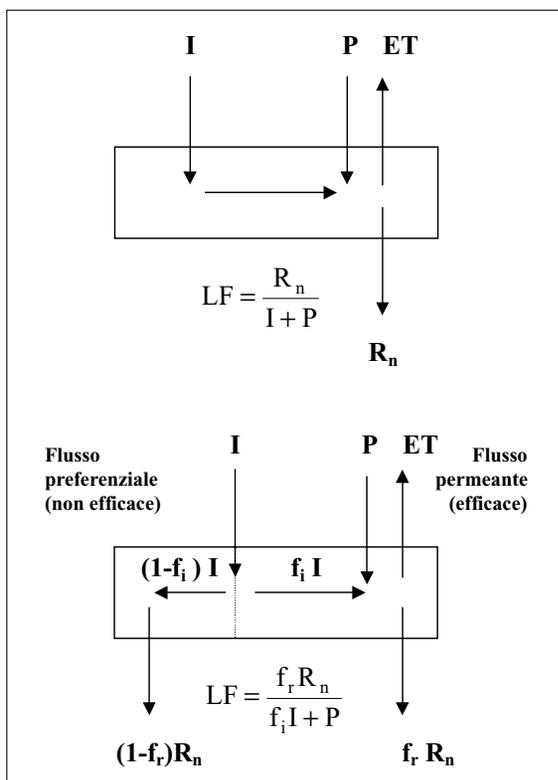


Figura 3.2. Il concetto di “efficienza di lisciviazione” interpretato sulla base del raffronto fra una condizione di assenza di flusso preferenziale (A) ed una condizioni in cui esso è presente (B).

Figure 3.2. The concept of “leaching efficiency” as interpreted on the base of the comparison between a condition of absence of preferential flow (A) and a conditions in which it is present (B).

f_i , come pure della ripartizione di I fra $(ET - P)$ ed R_n . Diversamente, il coefficiente f_i può essere considerato indipendente dalle altre variabili irrigue ed il suo valore è legato unicamente alle caratteristiche del suolo (tessitura, struttura e modalità tecniche adottate nell’irrigazione). I terreni a grana fina evidenziano un valore più contenuto di f_i in quanto essi manifestano una maggiore suscettibilità alle crepacciature che accentuano il flusso idrico preferenziale a scapito di quello permeante. L’ammontare complessivo dell’acqua apportata al suolo con l’intervento irriguo è in grado di influenzare notevolmente il valore di f_i ; in generale, quanto maggiore è il volume di adacquamento, tanto minore risulterà l’efficienza di lisciviazione f_i , mentre essa viene accresciuta con interventi a bassa intensità, come nell’irrigazione per aspersione o quella a

goccia; anche la pioggia, in genere, evidenzia efficienze elevate. Anche le modalità di adacquamento possono influenzare notevolmente il valore di f_i ; i suoi valori, in genere, possono variare in un intervallo da 0,60 a 0,95 (UNESCO, 1970). Suoli a tessitura da media a fine, ai quali siano somministrate quantità moderate di acqua, in grado di dar luogo ad un drenaggio del 20% circa, manifestano, in media, un’efficienza f_i intorno a 0,85; nelle medesime condizioni, ma con riferimento ad un suolo sabbioso, tali valori sono superiori, generalmente intorno a 0,95.

Per quanto attiene il valore di f_r , invece, esso mostra notevole variabilità ed è in genere compreso fra 0,2 per i suoli argillosi a 0,6 per quelli di medio impasto-limosi (Dieleman, 1963). Questo intervallo così ampio può essere in parte attribuito alla stessa variabilità del coefficiente f_i di cui, si è detto, è funzione oltre che all’effetto direttamente ascrivibile alle caratteristiche del suolo, essendo quelli argillosi meno permeabili degli altri.

Si tratta, a questo punto, di definire le relazioni che esprimono i valori di R_n ed I , così come si è fatto nelle equazioni (16) e (17), questa volta in funzione dell’efficienza della lisciviazione f_i . Come chiaramente illustrato nella figura 3.2, è possibile interpretare il rapporto di lisciviazione *efficace* (LF_e), considerando solo l’acqua drenante che permea il suolo e non quella che percola per vie preferenziali; per cui, a partire dal bilancio idrico:

$$f_i I = f_r R_n + ET - P \quad (mm) \quad (20)$$

si ottiene:

$$LF_e = \frac{f_r R_n}{f_i I + P} = \frac{f_i I - (ET - P)}{f_i I + P} \quad (-) \quad (21)$$

elaborando la (20) e la (21), si riesce ad ottenere un’espressione di I e di R_n , come di seguito riportato:

$$I = \frac{ET - P (1 - LF_e)}{f_i (1 - LF_e)} \quad (mm) \quad (22)$$

$$R_n = ET \frac{1 - f_i (1 - LF_e)}{f_i (1 - LF_e)} - P \frac{(1 + f_i)(1 - LF_e)}{f_i (1 - LF_e)} \quad (mm) \quad (23)$$

D’altro canto, in base all’equazione (18) il rapporto di lisciviazione efficace (LF_e) può essere così determinato:

$$LF_e = \frac{EC_w}{2EC_e} = \frac{f_i I}{f_i I + P} \frac{EC_i}{2EC_e} \quad (-) \quad (24)$$

Per poter risolvere le equazioni (22) e (23) occorre conoscere il valore efficace del rapporto di lisciviazione (LF_e), dato dalla (24); d'altro canto, nella determinazione di LF_e è richiesta la conoscenza dell'apporto irriguo I . Si tratta, dunque, di operazioni reciprocamente dipendenti, ossia ricorsive, risolvibili solo attraverso un processo iterativo, per altro assai rapido, di progressiva convergenza alla soluzione.

Gli apporti pluviometrici favoriscono la lisciviazione dei sali secondo un duplice effetto: da un lato consentono una maggiore diluizione dei sali presenti nel suolo, ciò che riduce il rapporto di lisciviazione necessario per l'equilibrio salino, come evidenziato dalla (21); dall'altro, aumentano le disponibilità idriche per la lisciviazione dei sali, ciò che rende superflui ulteriori apporti irrigui, come espresso dalla (22).

Nel caso particolare in cui, durante l'intervallo di tempo considerato, non si verificano precipitazioni meteoriche, per cui $P=0$, allora le precedenti tre equazioni vengono ad essere così semplificate:

$$I = \frac{ET}{f_i (1 - LF_e)} \quad (mm) \quad (25)$$

$$R_n = ET \frac{1 - f_i (1 - LF_e)}{f_i (1 - LF_e)} \quad (mm) \quad (26)$$

$$LF_e = \frac{f_r R_n}{f_i I} = \frac{f_i I - ET}{f_i I} \quad (-) \quad (27)$$

D'altro canto, in base all'equazione (18) il rapporto di lisciviazione efficace (LF_e) può essere determinato anche nel seguente modo:

$$LF_e = \frac{EC_w}{2EC_e} = \frac{EC_i}{2EC_e} \quad (-) \quad (28)$$

Al fine di garantire il bilancio dei sali, il fabbisogno di lisciviazione (R_n) e, conseguentemente, l'apporto irriguo (I) debbono incrementare il loro valore al contrarsi dell'efficienza della lisciviazione (f_i).

3.5 La concentrazione dei sali lungo il profilo del suolo

Finora si è assunto che lo spessore di suolo occupato dalle radici fosse assimilabile ad uno

strato unico del profilo, contraddistinto da un'omogenea distribuzione dell'acqua e dunque dei sali. In realtà, lo strato radicale costituisce una colonna di suolo lungo la quale l'assorbimento idrico da parte delle radici diminuisce con la profondità, in misura proporzionale alla densità radicale. La quantità di acqua che percola lungo il profilo, di conseguenza, diminuisce anch'essa dall'alto verso il basso, per cui la concentrazione dei sali nel terreno dovrebbe di fatto aumentare procedendo verso gli strati più profondi del suolo. In prima approssimazione, è possibile assumere una ripartizione del suolo in quattro strati sovrapposti, in corrispondenza dei quali l'assorbimento idrico (ossia ET) procede secondo le seguenti proporzioni: 40% nel primo quarto superiore, 30% nel secondo quarto, 20% nel terzo, 10% nel quarto inferiore (Ayers and Westcot, 1985).

La quantità d'acqua che drena da ciascuno strato X del suolo (R_x) sarà data dall'acqua irrigua che vi si infila (I_x) a cui viene sottratta l'acqua destinata all'assorbimento radicale (U_x); per cui:

$$R_x = I_x - U_x$$

ovviamente, l'acqua che percola dallo strato superiore sarà l'acqua d'irrigazione dello strato ad esso immediatamente sottostante; per cui:

$$R_x = I_{x+1}$$

Ogni strato, quindi, si caratterizzerà per una specifica frazione di lisciviazione (LF_x) data dall'equazione (21), modificando appropriatamente i valori di ET lungo il profilo del suolo in base alla surriferita ripartizione percentuale. Il rapporto di lisciviazione relativo ad ogni strato consente di determinare il corrispondente valore di EC_e che può essere facilmente calcolato a partire dalla equazione (24), evidentemente conoscendo il valore di conducibilità dell'acqua d'irrigazione (EC_i).

Per ognuna delle stratificazioni si potrà pertanto scrivere:

$$\text{primo strato: } LF_1 = \frac{f_i I + P - 0.4 * ET}{f_i I + P} \quad (-) \quad (29a)$$

$$\text{secondo strato: } LF_2 = \frac{f_i I + P - 0.3 * ET}{f_i I + P} \quad (-) \quad (29b)$$

$$\text{terzo strato: } LF_3 = \frac{f_i I + P - 0.2 * ET}{f_i I + P} \quad (-) \quad (29c)$$

Tabella 3.1. Computo della salinità del suolo lungo il profilo, avendo supposto quattro strati successivi (colonna 1), una definita ripartizione dell'assorbimento idrico (colonna 2), un rapporto di lisciviazione pari a 0,2, una conducibilità dell'acqua irrigua pari ad 1 dS m⁻¹, assenza di piogge ed efficienza di lisciviazione massima.

Table 3.1. Calculation of the soil salinity along the soil profile, having supposed four soil layers (column 1), a defined partition of the water uptake (column 2), a leaching fraction equal to 0.2, an irrigation water conductivity equal to 1 dS m⁻¹, absence of rains and a maximum leaching efficiency.

Strati del suolo	Assorbim. idrico (x ET)	Irrigaz. (x ET)	Drenag. (x ET)	Rap. di lisciviazione (x ET)	EC _r (dS m ⁻¹)	EC _e (dS m ⁻¹)
L1	0.4	1.25	0.85	0.68	1.47	0.74
L2	0.3	0.85	0.55	0.65	2.27	1.14
L3	0.2	0.55	0.35	0.64	3.57	1.79
L4	0.1	0.35	0.25	0.71	5.00	2.50
Media					2.66	1.33

$$\text{quarto strato: } LF_4 = \frac{f_i I + P - 0.1 * ET}{f_i I + P} \quad (-) \quad 29d)$$

$$\text{ed ancora, per ogni strato: } EC_e = \frac{f_i I}{f_i I + P} \frac{EC_i}{2LF_e} \quad (-) \quad (30)$$

Si assuma di impiegare un'acqua irrigua avente conducibilità elettrica EC_i = 1 dS m⁻¹ e di adottare un rapporto di lisciviazione LF = 0,2; se per semplicità si imposta la massima efficienza di lisciviazione (f_i = 1) e l'assenza di piogge (P = 0), nei quattro successivi strati di suolo in cui viene ripartita la zona radicale si

determineranno le condizioni riportate in tabella 3.1.

Appare evidente che il grado di salinità dell'acqua di drenaggio (quella che percola al di sotto dell'ultimo dei quattro strati identificati) è di gran lunga superiore rispetto a quella che mediamente permea la zona radicale; così, nell'esempio riportato in tabella 3.1, il valore di EC_r corrispondente al 4° strato è pari a 5, mentre il suo valore medio è pari a 2,66 dS m⁻¹, ossia circa la metà. Quanto minore è la frazione di lisciviazione adottata, tanto maggiore risulterà la differenza fra la salinità media della zona radicale e la salinità che si registra nella sua parte inferiore.

Applicando questo modello quadripartito del suolo, la figura 3.3 evidenzia il livello di salinità che si instaura lungo il profilo del suolo (EC_e), in corrispondenza di valori crescenti del rapporto di lisciviazione impiegando un'acqua irrigua di conducibilità pari ad 1 dS m⁻¹. (ancora una volta, per semplicità, si assume f_i = 1 e P = 0).

La figura 3.4 illustra, invece, la relazione che sussiste fra conducibilità elettrica dell'acqua irrigua (EC_i) e la conducibilità elettrica media dell'estratto di pasta satura (EC_e) sempre in funzione di una serie crescente di rapporti di lisciviazione (LF).

Ponendo a confronto il modello quadripartito del suolo con quello che ne considera un unico strato, presentato nei paragrafi precedenti, è possibile evidenziare che quest'ultimo manifesta una sovrastima dei valori di salinità; esso, pertanto, suggerirà apporti liscivanti comparativamente più cospicui. In considerazione che

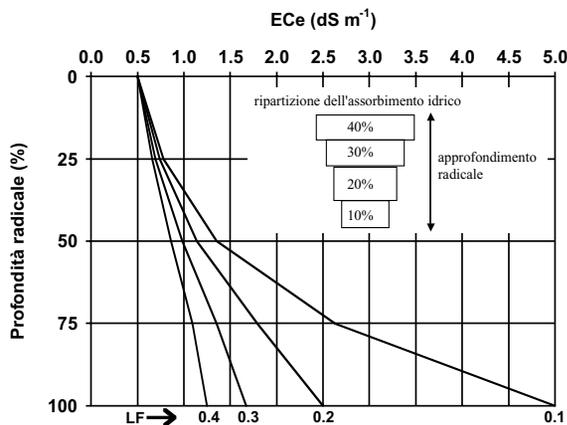


Figura 3.3. Profilo della salinità del suolo (valutato in base alla conducibilità elettrica dell'estratto di pasta satura EC_e) in corrispondenza di valori crescenti del rapporto di lisciviazione (LF). Elaborato da Ayers e Westcot, 1985.

Figure 3.3. Soil salinity profile (referred as electrical conductivity of the saturated soil extract, EC_e) with respect to increasing leaching fraction values (LF). Adapted from Ayers and Westcot 1985.

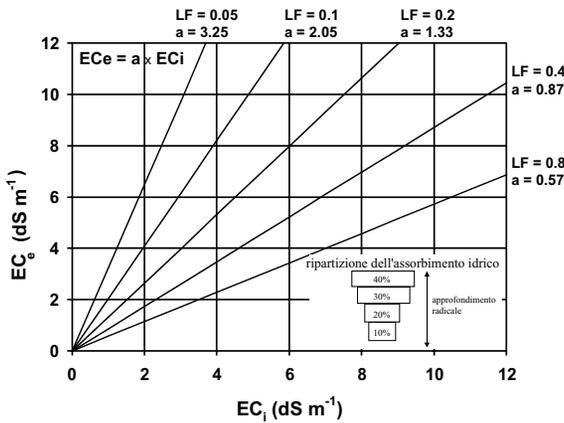


Figura 3.4. Conducibilità media della zona radicale del suolo (valutata sull'estratto di pasta satura EC_e) in funzione della conducibilità dell'acqua irrigua (EC_i) in corrispondenza di valori crescenti del rapporto di lisciviazione (LF). Elaborato da Ayers e Westcot, 1985.

Figure 3.4. Average soil conductivity of the root-layers (referred as electrical conductivity of the saturated soil extract, EC_e) with respect to increasing leaching fraction values (LF). Adapted from Ayers and Westcot 1985.

una quota parte di questi apporti risulta però inefficace ai fini della lisciviazione (in base al valore effettivo di f_i supposto invece unitario), ciò compensa per l'errore di sovrastima precedentemente commesso. In altri termini, la sovrastima commessa nell'assumere uno strato unico radicale viene sostanzialmente compensata dall'approssimazione di considerare una condizione di massima efficienza di lisciviazione.

Una procedura di discretizzazione della zona radicale in un numero ancor più elevato di strati sovrapposti è la tecnica di fatto adottata dalla maggior parte dei modelli idrologici di simulazione fisicamente basati, ciò che rende questo computo ancor più preciso ed attendibile (par. 3.7).

3.6 Accumulo e lisciviazione dei sali nel suolo

Nel corso dei paragrafi precedenti si è ipotizzato che non vi fosse differenza fra il quantitativo di sali presente nello strato di suolo occupato dalle radici rispettivamente all'inizio ed al termine del lasso di tempo T a cui l'analisi viene riferita (condizioni stazionarie). Sebbene questa ipotesi possa essere effettivamente verificata considerando un periodo T sufficientemente lungo, il quantitativo di sali presente nel

suolo viene in ogni caso ad essere modificato durante l'intervallo T, a causa delle alterne vicende legate al decorso meteorologico (gli eventi piovosi potrebbero provocare una lisciviazione dei sali) o agli interventi irrigui (che ne causano, invece, un apporto ed eventualmente un accumulo transitorio oppure una lisciviazione). Modifiche alle condizioni di equilibrio del sistema di utilizzazione del suolo (per esempio la coltivazione di nuove specie, cambiamenti nella tecnica irrigua, un differente quadro climatico, ecc.) possono instaurare nel suolo un processo di transizione verso un nuovo stato di equilibrio salino; è necessario un lasso di tempo sufficientemente lungo affinché il sistema pervenga ad una nuova condizione di equilibrio. In queste circostanze, occorre poter valutare le variazioni del contenuto salino del suolo, con riferimento ad intervalli di tempo più brevi e a condizioni di transizione lontane dall'equilibrio.

Pertanto, si assuma Z la quantità di sali ($g\ m^{-2}$) presente nel suolo e, più precisamente, Z_0 la quantità iniziale e Z_f quella finale rispetto ad un definito intervallo di tempo; ne consegue che nell'intervallo suddetto si verificherà un accumulo salino (ΔZ) paria a:

$$\Delta Z = Z_f - Z_0 \quad (g\ m^{-2}) \quad (31)$$

Possiamo considerare questo quantitativo di sali come uniformemente disciolto nella soluzione circolante del suolo, nell'ambito dello spessore D (m) corrispondente allo strato radicale. Poiché il flusso idrico di percolazione e drenaggio si realizza in corrispondenza di un contenuto idrico del suolo almeno prossimo alla capacità di campo (θ_{cc} , adimensionale), è possibile assumere che il quantitativo Z di sali sia disciolto in un volume (od altezza) d'acqua (W_{cc}) pari alla capacità di campo, per il volume (od altezza) di suolo corrispondente alla zona radicale; per cui:

$$W_{cc} = \theta_{cc} * D \quad (m) \quad (32)$$

Ne consegue che la concentrazione salina della soluzione circolante del suolo alla capacità idrica di campo sia:

$$C_{cc} = Z / W_{cc} \quad (g\ m^{-3}) \quad (33)$$

Considerando che, nel corso del periodo di riferimento, il contenuto in sali passa da Z_0 a Z_f , è possibile individuare un valore medio d

concentrazione salina (\hat{C}_{cc}), per quel definito intervallo di tempo, tale che:

$$\hat{C}_{cc} = \frac{Z_0 + Z_f}{2} * \frac{1}{W_{cc}} = \frac{Z_0}{W_{cc}} + \frac{\Delta Z}{2W_{cc}} \quad (g\ m^{-3}) \quad (34)$$

Assumendo, come già discusso in un paragrafo precedente, l'uguaglianza fra i seguenti termini di concentrazione salina: $C_g = C_r = C_{cc}$, la variazione nel contenuto in sali del suolo (ΔZ) può dedursi mettendo a bilancio, rispettivamente, gli apporti e le sottrazioni di sali intervenuti nel lasso temporale considerato; ossia:

$$\Delta Z = I C_i - R_n -_{cc} \quad (g\ m^{-2}) \quad (35)$$

Inserendo l'equazione (34) nella (35), si ottiene:

$$\Delta Z = \frac{I C_i - \frac{R_n Z_0}{W_{cc}}}{1 + \frac{R_n}{2W_{cc}}} \quad (g\ m^{-2}) \quad (36)$$

L'equazione (36) può essere definita come l'equazione fondamentale che interpreta l'accumulo salino nel suolo. Conoscendo il contenuto salino iniziale del suolo (Z_0) in corrispondenza dello strato radicale (per esempio a seguito della determinazione analitica su campioni di suolo opportunamente prelevati), è possibile calcolare il corrispondente incremento in sali, avendo definito le caratteristiche di qualità dell'acqua irrigua (C_i), i volumi d'irrigazione complessivamente apportati (I) e quelli corrispondenti al drenaggio profondo (R_n). Analogamente, l'equazione può essere impiegata per prevedere il processo opposto, quello di desalinizzazione del suolo, in caso di applicazione di una frazione di lisciviazione sufficientemente elevata e/o di acque irrigue a concentrazione salina sufficientemente bassa.

Risulta inoltre evidente che, imponendo $\Delta Z = 0$ si perviene all'equazione (8) che esprime la condizione di equilibrio salino.

Mediante opportune modifiche, è possibile pervenire ad una ulteriore versione dell'equazione (36) in grado di valutare l'incremento della conducibilità dell'estratto di pasta satura (ΔEC_e):

$$\Delta EC_e = \frac{I EC_i - R_n}{2W_{cc} + R_n} \quad (dS\ m^{-1}) \quad (37)$$

essendo EC_{e0} la conducibilità elettrica iniziale dell'estratto di pasta satura del suolo.

Nel proseguo del lavoro (*par. 4*), le equazioni appena presentate saranno impiegate per illustrare le strategie ritenute più utili al fine di contenere l'accumulo salino dei suoli e favorire l'allontanamento allorché abbia raggiunto livelli ritenuti eccessivi.

3.7 Modelli di simulazione delle salinità

Le formule analitiche finora prese in considerazione poggiano su definiti presupposti a carattere restrittivo che limitano l'attendibilità del risultato rispetto a quanto osservato nella realtà; ciononostante, esse evidenziano notevole utilità nella risoluzione di problemi semplici, ossia quelli confinati alla stretta esecuzione del bilancio idro-salino e nella comprensione dei processi fondamentali connessi ai fenomeni oggetto di studio. Diversamente, i modelli matematici di simulazione, in virtù delle condizioni più specifiche e dettagliate di lavoro, delle più elevate capacità di calcolo, dell'essere fisicamente basati e del loro carattere dinamico (ossia che interpreta il fenomeno nella sua evoluzione temporale con riferimento ad un tempo d'integrazione anche molto piccolo) evidenziano maggiore verosimiglianza ed aderenza alla realtà (sebbene sempre in termini di approssimazione). Decisamente più elevato, di contro, è il numero complessivo dei parametri che occorre opportunamente quantificare al fine di consentirne l'utilizzo.

I modelli idrologici di simulazione interpretano i flussi idrici che si verificano nel suolo in base all'equazione di Richard e, per quanto attiene ai sali, il loro comportamento viene interpretato sulla base dei più importanti processi fisici e chimici che possono coinvolgere i sali e gli ioni in soluzione o quelli adsorbiti sul complesso di scambio. In particolare, vengono matematicamente interpretati i processi di trasporto di massa dei sali a mezzo dei flussi idrici nonché i processi di dispersione e di diffusione; altri processi possono essere quelli di solubilizzazione/insolubilizzazione, associazione/dissociazione ionica, adsorbimento/deadsorbimento dal complesso di scambio.

Uno dei primi modelli idro-salini di simulazione (Robbins et al., 1980) è stato successivamente esteso fino a costituire l'ormai ben noto e largamente utilizzato modello LEACHM (Wagenet e Huston, 1987). Anche i seminali lavori del US Salinity Laboratory sono progredi-

ti significativamente nel corso degli ultimi decenni, estendendosi notevolmente sul fronte della modellizzazione, come dimostra l'elaborazione di alcuni modelli di simulazione del trasporto dei sali così come dei cationi e degli anioni più rilevanti. Questi modelli, anch'essi conosciuti ed apprezzati, sono UNSATCHEM (Simunek e Suarez, 1993; Simunek et al., 1996) e HYDRUS (Simunek et al., 1998; 1999), oggi disponibili sia ad una che a due dimensioni. Un modello di simulazione in grado di interpretare i processi di trasporto relativamente all'acqua, ai soluti ed al calore, nell'ambito del sistema continuo suolo-atmosfera-pianta, è SWAP, approntato presso l'Università di Wageningen (NL) in collaborazione con l'Istituto ALTErrA (l'ex DLO Winand Staring Center). Una sua recente versione associa anche la simulazione dell'accrescimento culturale (van Dam et al., 1997).

Un percorso differente di simulazione, più circoscritto nelle sue finalità rispetto a quello rappresentato dai modelli precedentemente riferiti, è quello specificamente rivolto alle problematiche di accumulo dei sali e della loro lisciviazione; questa "scuola" di modellizzazione ha impostato il suo lavoro proprio a partire dalle equazioni del bilancio salino, estendendo via via la portata dei processi oggetto di analisi nella misura in cui essi dovevano necessariamente esservi inclusi al fine di fornire indirizzo e consiglio pratico nella gestione dei problemi irrigui connessi alla salinità. A questa "famiglia" di modelli appartengono, per fare solo due esempi, SALTMOD (Oosterbaan, 2001) e SALTMED (Ragab, 2002).

4. Gestione irrigua della salinità a livello aziendale

Un'agricoltura sostenibile, in condizioni d'insufficiente apporto d'acqua meteorica, dipende da una lungimirante gestione della tecnica irrigua che pur soddisfacendo, nel breve periodo, le esigenze idriche delle colture agrarie (in vista di una produzione quantitativamente e qualitativamente adeguata), sia comunque in grado di contenere al minimo, al limite di evitare, che i sali apportati con l'acqua d'irrigazione, nel lungo periodo, si accumulino nello strato di suolo occupato dalle radici.

Oltre alla tecnica irrigua, molteplici sono le

pratiche agronomiche che possono consentire di mitigare l'effetto esercitato dai sali sull'accrescimento e la produttività delle colture; queste tecniche sono state oggetto di studi dettagliati ed approfonditi già a partire dagli anni '50 del secolo scorso ed un vasto patrimonio bibliografico ne attesta le acquisizioni. Di esse sarà fornito solo un rapido accenno. Anche con riferimento ai metodi irrigui, ed alla verifica della loro idoneità in condizioni di irrigazione con acque salmastre, le conoscenze acquisite appaiono ormai sufficientemente consolidate. Nei paragrafi seguenti, invece, l'attenzione preminente è rivolta alle questioni ancora "aperte", in quanto suscitano opinioni e pareri controversi nell'ambito della comunità scientifica. La tecnica della lisciviazione, le sue strategie e modalità di applicazione, nonché le possibilità di un utilizzo efficiente dell'acqua irrigua appaiono, almeno a chi scrive, gli aspetti più critici, quindi meritevoli di attenzione.

4.1 La tecnica della lisciviazione: definizione e finalità

Per una corretta gestione della tecnica irrigua che miri ad evitare il rischio della salinizzazione dei suoli è necessario promuovere la lisciviazione ("leaching") dei sali in eccesso apportati con l'acqua d'irrigazione. Anche acque di buona qualità, allorché l'esercizio irriguo sia frequente e continuo negli anni, possono condurre ad un accumulo di sali nel suolo nel caso in cui le piogge stagionali non siano sufficienti ad impedirlo (*par. 2.2*). La tecnica di lisciviazione (*par. 3.2*) consiste in un apporto idrico superiore alle effettive esigenze di adacquamento della coltura ed alle stesse capacità d'invaso del suolo, considerando lo strato di terreno nel quale generalmente si sviluppa la gran parte dell'apparato radicale. Tale frazione aggiuntiva d'acqua ha lo scopo di dilavare il suolo, lasciando, unitamente all'acqua di drenaggio, anche i sali in esso presenti.

Da quanto appena riferito, appare evidente che, per sua stessa natura, la lisciviazione presenta due vincoli imperativi: in primo luogo, può essere applicata solo se o quando si abbia una sufficiente disponibilità di acqua (fattore quantitativo, che prescinde dalla qualità idrica); secondariamente, poiché l'acqua d'irrigazione tende a sostituire quella presente nel suolo, il controllo della salinità diviene tanto più difficile

quanto minore è la qualità irrigua dell'acqua impiegata per la lisciviazione (fattore qualitativo).

Risulta quindi del tutto intuitivo che l'impiego di acque irrigue aventi una conducibilità elettrica superiore a quella della soluzione circolante all'interno del suolo non contribuirà a ridurre il livello di salinità del suolo bensì ad aumentarlo.

La tecnica della lisciviazione non deve necessariamente allontanare tutti i sali in eccesso presenti nello strato attivo del terreno; più realisticamente, essa ha la finalità di mantenere la loro concentrazione entro limiti che siano giudicati compatibili con un livello stabile di produttività, minimizzandone gli effetti diretti e le interferenze indirette nei confronti delle colture. Tali limiti risulteranno però variabili, anche sensibilmente, in rapporto al sistema di coltivazione messo in atto, ossia al complesso delle caratteristiche del suolo, del clima, delle colture e delle pratiche colturali (Rhoades e Loveday, 1990).

Sebbene la tecnica del *leaching* sia di per sé particolarmente semplice e teoricamente ineccepibile, numerose sono le difficoltà applicative che ne possono limitare l'efficacia od anche l'efficienza (Shalhevet, 1984; Bressel e Hoffman, 1986; Van Hoorn, 1991).

Stabilire il fabbisogno di lisciviazione non è compito facile ed immediato e l'applicazione del *leaching* potrebbe dimostrarsi un intervento critico, non esente da un certo grado di rischio; se applicato in modo poco rigoroso, infatti, potrebbe perfino determinare un aggravamento della salinità del suolo.

Un primo, importante limite "controintuitivo" mostrato dalla tecnica del *leaching* è che per dilavare i sali apportati al terreno occorre erogare dei volumi tanto maggiori quanto maggiore è la salinità dell'acqua irrigua (Hamdy, 2002). Per molti versi, ciò continua a costituire motivo di perplessità ed induce, come si dirà più avanti, all'adozione di strategie che possano minimizzare tali apporti.

Un secondo aspetto problematico è che la determinazione del fabbisogno di lisciviazione definisce semplicemente l'ammontare complessivo delle perdite per drenaggio che devono realizzarsi in un certo arco di tempo (per esempio un anno) affinché sia rispettato il bilancio dei sali nel suolo; apparirebbe del tutto indifferente, quindi, il momento in cui eseguire gli apporti

liscivianti. Con il modificarsi delle modalità di somministrazione dell'acqua destinata al drenaggio cambia, invece, il regime di salinità che si impone lungo il profilo della zona radicale del suolo; ciò lascia piena libertà e responsabilità all'operatore di modulare nel modo ritenuto più utile gli interventi di *leaching*.

Altri aspetti sui quali si registra scarsa cognizione e che sono in grado di rendere incerta l'applicazione del *leaching* riguardano la scelta del valore limite di conducibilità da attribuire all'acqua di drenaggio e la quantificazione del coefficiente di efficienza, entrambi parametri da specificare nella formula del "leaching requirement".

Un ultimo aspetto che merita un esplicito chiarimento riguarda il valore che occorre assegnare alla conducibilità dell'acqua irrigua considerando la necessità di valutarlo in funzione dell'effetto di diluizione operato dalle piogge; pertanto, (come già visto al *par. 3.3*), esso si ottiene eseguendo la media ponderata dei valori di EC_1 dell'acqua irrigua e di quelli dell'acqua di pioggia (la cui EC è ritenuta trascurabile).

Di seguito, saranno presi in considerazione i principali aspetti della tecnica, evidenziandone le condizioni applicative più critiche; a tal proposito, i giudizi reperibili in letteratura sono spesso contrastanti, riconoscendo nella sua applicazione modalità alternativamente "efficaci", "efficaci ma non sempre efficienti" o, a volte, addirittura "inefficaci".

4.2 Condizioni per un *leaching* efficace

Se una delle finalità principali della gestione irrigua in condizioni di salinità è quella di garantire che, periodicamente, il bilancio dei sali sia chiuso in pareggio, un'altra non meno rilevante esigenza è quella di contenere al minimo l'apporto dei sali. Apparentemente, queste due esigenze possono risultare conflittuali dato che l'applicazione del *leaching* implica, di fatto, un incremento del "carico" salino del suolo, sebbene esso sia solo temporaneo e, in teoria, transitorio. Ciò nonostante, nella misura in cui la tecnica del *leaching* non dovesse risultare efficace, sussiste il rischio che essa si traduca in un effetto "boomerang" più o meno compromissorio delle caratteristiche chimico-fisiche del suolo (tenendo conto, ad esempio, del rischio sodico che potrebbe esserne associato).

Per escludere tale possibilità, occorre che

siano rigorosamente rispettati alcuni pre-requisiti che possono essere, di seguito, sinteticamente ricordati: il suolo deve contraddistinguersi per un buon grado di permeabilità, non deve essere soggetto a ristagno idrico e a condizioni di asfissia, la falda, inoltre, deve essere dislocata ad una profondità sufficiente (*par. 2.2*). Da un lato bisogna garantire il rapido allontanamento delle acque in eccesso lungo tutto il profilo del suolo, dall'altro occorre evitare che le acque di drenaggio determinino un progressivo innalzamento della falda col rischio di risalita dei sali per fenomeni di flusso idrico capillare. L'unica possibilità conseguente al mancato rispetto di tali pre-requisiti è la realizzazione di un impianto di dreni tubolari sotterranei (Losavio et al., 1999) sulle cui caratteristiche tecnico-ingegneristiche non si ha modo di riferire in questa sede.

In linea teorica, il progressivo aumento degli apporti irrigui destinati al dilavamento del suolo, ossia il tendere asintoticamente del rapporto di lisciviazione (LF) al valore unitario, favorisce la diminuzione della concentrazione in sali della soluzione circolante, per effetto di una sua progressiva diluizione ad opera dell'acqua irrigua, fino al limite in cui la soluzione circolante non pervenga alla medesima concentrazione salina dell'acqua irrigua. Questo processo, formalmente ineccepibile, non si osserva mai nella pratica in quanto apporti irrigui eccessivi determinano, anche nei suoli più permeabili, problemi di ristagno idrico. Occorre pertanto accettare la condizione necessariamente vincolante che il rapporto di diluizione deve risultare comunque proporzionato alla permeabilità del suolo, differente a seconda della sua tipologia.

In condizioni di buona gestione tecnica dell'irrigazione, è possibile assumere che un idoneo rapporto di lisciviazione, per un terreno di sufficiente drenaggio, possa essere intorno al 15%; tenendo presente che solo una frazione di questo quantitativo è efficace ai fini della lisciviazione, il rapporto di lisciviazione effettivo dovrà aumentare a circa il 25%. Essendo queste le condizioni operative di applicazione del *leaching*, è quindi possibile attendersi un aumento della salinità della soluzione circolante del suolo intorno ad un valore quattro volte superiore rispetto alla salinità dell'acqua irrigua (van Hoorn e van Aart, 1975).

Su suoli a tessitura grossolana, contraddi-

stinti da un elevato tasso d'infiltrazione idrica ed un eccellente drenaggio naturale, è possibile adottare rapporti di lisciviazione anche prossimi a 0,4-0,5. Di conseguenza, considerando condizioni di limitato o nullo apporto di pioggia e l'impiego di colture tolleranti la salinità, è possibile ipotizzare un impiego tecnicamente adeguato di acque salmastre che raggiungano valori di conducibilità elettrica anche di 6-7 dS m⁻¹.

Su terreni a tessitura media o tendenzialmente fine, invece, occorrerebbe evitare di pervenire a rapporti di lisciviazione superiori a 0,20-0,25 (van Hoorn e van Alphen, 1994); in caso contrario, si esporrebbe la coltura al rischio di asfissia, conseguente all'instaurarsi di condizioni di ristagno idrico nel suolo. Allorché, in queste circostanze, si abbia la disponibilità di acque irrigue particolarmente salmastre, diviene inutile se non controproducente cercare di ridurre la salinità del suolo incrementando a dismisura il rapporto di lisciviazione. Invece che aumentare gli apporti irrigui, meglio sarebbe individuare una coltura in grado di tollerare i livelli di salinità che conseguono alla scelta di un rapporto di lisciviazione più consono alle proprietà del suolo.

Su terreni particolarmente pesanti, ad elevato contenuto in argilla non bisognerebbe che il rapporto di lisciviazione eccedesse lo 0,1, anche nel caso in cui fosse presente un impianto drenante sotterraneo. Su questa tipologia di suoli, pertanto, dovrebbero essere impiegate acque irrigue di sufficiente qualità, preferibilmente con un valore di conducibilità non superiore a 0,5 dS m⁻¹.

Come evidenza in modo eloquente la figura 4.1, i terreni a grana fine (a prevalente componente argillosa) sono più esposti al rischio di salinità rispetto ai terreni più grossolani (a prevalente costituzione sabbiosa) e ad essi corrispondono vincoli più stringenti nell'utilizzo di acque di incerta qualità.

Un'altra condizione importante che è sempre bene verificare prima di procedere con la tecnica della lisciviazione riguarda il rischio di sodicizzazione del suolo, conseguente all'interazione che si instaura fra qualità delle acque impiegate nell'irrigazione e caratteri del suolo che ne è il recapito. Valori elevati di SAR ed ESP, concentrazioni significative di carbonati o bicarbonati nelle acque irrigue, dovrebbero sconsigliare di aumentare gli apporti irrigui per fi-

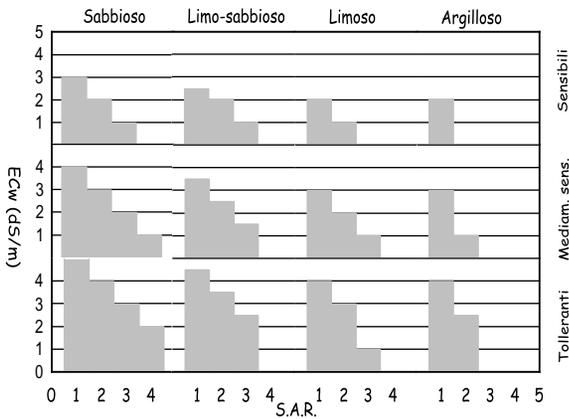


Figura 4.1. Limiti di utilizzo delle acque irrigue salmastre (valutate in termini di EC_w e classe SAR) in relazione alla granulometria del terreno ed alla sensibilità delle colture (elaborato da Caliandro, 1999).

Figure 4.1. Limits of use of brackish water for irrigation (evaluated in terms of EC_w and class of SAR) with respect to soil texture e crop salinity sensibility (adapted from Caliandro, 1999).

nalità liscivianti in quanto ciò potrebbe compromettere la struttura del suolo, già precaria in caso di elevata concentrazione di sodio scambiabile. In queste circostanze (suoli sodici o salino-sodici), piuttosto che considerare il problema della salinità, lisciviando i sali in eccesso col rischio di causare problemi di ristagno idrico, risulta più opportuno affrontare, propedeuticamente, il rischio sodico ed apportare calcio che lo rimpiazza sul complesso di scambio (per esempio tramite la somministrazione di gesso direttamente al terreno o tramite le acque irrigue) e solo successivamente preoccuparsi della lisciviazione dei sali.

Le relazioni quantitative discusse al paragrafo precedente consentono di definire il rapporto di lisciviazione (LR) che risulta utile adottare avendo come riferimenti tecnici per eseguirne la valutazione: il valore di conducibilità elettrica dell'acqua irrigua (EC_i), la conducibilità elettrica iniziale dell'estratto di pasta satura (EC_e), i fabbisogni irrigui delle colture (per esempio a cadenza mensile) ed i corrispondenti valori delle precipitazioni meteoriche. Si è precedentemente evidenziato che il bilancio salino in condizioni di *steady state* prevede l'applicazione di un definito "fabbisogno di lisciviazione" senza però definire come quest'ultimo debba essere di fatto ripartito nel corso dell'anno o della rotazione colturale; ciò consente

di elaborare differenti strategie di gestione che possono perseguire finalità diverse; schematicamente, a seconda delle esigenze aziendali o del contesto, è possibile adottare le seguenti strategie:

- 1) mantenere il più possibile costante il livello di salinità del suolo in corrispondenza della zona radicale;
- 2) mantenere il più possibile costanti i volumi di drenaggio che conseguono agli interventi d'irrigazione eseguiti nel corso della stagione irrigua;
- 3) mantenere il più possibile costanti i volumi di adacquamento nel corso della stagione irrigua.

Si vuole proporre, a questo punto, un esempio di calcolo del bilancio dei sali e di applicazione (sebbene simulata) della tecnica di lisciviazione, in modo da confrontare le tre surriferite strategie; a tal fine, si considerino le condizioni climatiche della Capitanata e, per semplicità, una condizione in cui il suolo sia permanentemente investito con una coltura, i cui consumi evapotraspirativi siano del tutto corrispondenti ai valori di ET_0 (evapotraspirazione di riferimento).

La tabella 4.1, nella sua parte superiore, definisce le condizioni operative (valori mensili di ET , P ed EC_i , rispettivamente evapotraspirazione colturale, piogge e conducibilità elettrica dell'acqua irrigua) che consentono l'esecuzione dei calcoli. Le medesime condizioni climatiche vengono reiterate per i 5 anni della simulazione; inoltre, vengono assunte condizioni di *steady state* salino. Mese per mese, in base all'entità degli apporti irrigui, sono determinati: l'ammontare del drenaggio, la frazione di lisciviazione ed il contenuto in sali del suolo. In tutti e tre i casi ipotizzati, su base annua, i consumi irrigui sono mantenuti uguali ($I = 1055$ mm), così come l'ammontare complessivo del drenaggio ($R_n = 267$ mm), per cui il rapporto di lisciviazione (incluendo anche il contributo delle piogge) risulta anch'esso costante $LF = 0,18$ ed anche il livello di salinità medio del suolo ($EC_e = 5,7$ dS m^{-1}) non è dissimile nei tre casi esaminati. Ciò che cambia, quindi, è l'andamento stagionale della salinità nel corso dell'anno che, in ogni caso, mostra valori minimi nei mesi invernali più piovosi e valori massimi in quelli estivi a maggior richiesta evapotraspirativa. Novembre, dicembre e gennaio, anche senza apporti irrigui, in virtù delle piogge che li contraddistinguono

Tabella 4.1. Bilancio idro-salino applicato ad un suolo permanentemente sottoposto a coltivazione ed irrigazione condotta secondo tre distinte strategie di intervento (A, B e C come specificato in tabella); i fabbisogni irrigui sono assunti pari ad ET_0 .

Table 4.1. Water and salt balance as applied to a permanent cropped soil and irrigation worked out according to three different management strategies (A, B and C as specified on the table); the irrigation requirement is assumed equal to ET_0 .

anno	set	ott	nov	dic	gen	feb	mar	apr	mag	giu	lug	ago		
ET_0	mm	1257	126	80	44	31	32	41	72	105	155	186	204	182
P	mm	469	40	51	59	48	44	38	40	37	37	28	22	25
EC_i	mm		3	2	2	2	2	2	2	2	2	3	3	4
• Strategia A: mantenere la EC_e entro la soglia di 6 dS m ⁻¹														
I	mm	1055	115	40	0	0	0	0	30	50	130	210	245	235
Rn	mm	267	29	11	16	17	13	-3	-2	-18	13	52	62	78
LF	(-)	0.18	0.19	0.12	0.26	0.36	0.28	=	=	=	0.07	0.22	0.23	0.30
EC_e	dS m ⁻¹	5.7	6.0	5.9	5.6	5.3	5.1	5.1	5.3	5.8	6.0	6.0	6.0	6.0
• Strategia B: mantenere il drenaggio R_n entro la soglia di 30 mm														
I	mm	1055	100	58	14	0	0	0	50	98	147	188	213	187
Rn	mm	267	14	29	30	17	13	-3	18	30	30	30	30	30
LF	(-)	0.18	0.10	0.27	0.40	0.36	0.28	=	0.20	0.22	0.16	0.14	0.13	0.14
EC_e	dS m ⁻¹	5.7	6.7	6.4	5.8	5.5	5.3	5.3	5.2	5.0	5.0	5.4	5.9	6.5
• Strategia C: nessun drenaggio estivo; mantenere il valore di LF non oltre la soglia di 0,4														
I	mm	1055	120	80	14	0	0	0	68	125	150	158	183	157
Rn	mm	267	34	51	30	17	13	-3	36	57	33	0	0	0
LF	(-)	0.18	0.21	0.39	0.40	0.36	0.28	=	0.33	0.35	0.17	=	=	=
EC_e	dS m ⁻¹	5.7	7.0	6.3	5.7	5.4	5.2	5.2	4.9	4.4	4.4	5.2	6.1	7.2

e delle limitata richiesta evapotraspirativa, evidenziano di norma i valori più elevati di LF nel corso dell'anno. La prima strategia (tabella 4.1 A e figura 4.2 A) vincola la salinità del suolo ad un valore limite prefissato, nel caso in esame si è imposto: $EC_e \leq 6$ dS m⁻¹; ciò riduce drasticamente le oscillazioni stagionali di EC_e al costo, però, di volumi d'irrigazione particolarmente elevati nei mesi estivi, quelli a maggior richiesta irrigua, a cui corrispondono, evidentemente, anche elevati volumi di drenaggio. La seconda strategia (tabella 4.1 B e figura 4.2 B), invece, limita l'entità mensile del drenaggio ad un valore massimo di 30 mm; le oscillazioni nei valori stagionali di EC_e sono conseguentemente più accentuate; rispetto alla situazione precedente, i volumi irrigui estivi si sono ridotti a vantaggio di apporti irrigui più elevati nei mesi primaverili; un contenuto apporto irriguo nel mese di novembre (il mese più piovoso), contribuisce significativamente alla lisciviazione, facendo registrare il valore di LF più elevato. Infine, la terza strategia (tabella 4.1 C e figura 4.2 C), impone, nei mesi estivi, un apporto irriguo strettamente limitato ai fabbisogni irrigui (il che impedisce la lisciviazione dei sali); un'altro vincolo è rappresentato da un rapporto di lisciviazione che non deve superare il valore di 0,4.

Queste condizioni determinano una più regolare distribuzione degli apporti irrigui nel corso dell'anno, ciò che accentua ulteriormente le oscillazioni della salinità del suolo; escludendo i mesi estivi, tutti gli altri evidenziano elevati valori di LF e volumi di drenaggio particolarmente sostenuti nei mesi di ottobre ed aprile.

4.3 Strategie per incrementare l'efficienza del leaching

Mentre il concetto di "efficacia" risiede nella effettiva e dimostrata capacità della tecnica del *leaching* di conseguire i risultati e le finalità che le sono proprie, il concetto di "efficienza" si riferisce, invece, alla capacità di assolvere tale compito con il minimo dispendio di acqua o, di converso, con il massimo risultato effettivamente conseguibile. In altri termini, a parità di rapporto di lisciviazione (LF), l'intervento risulterà tanto più efficiente quanto maggiore sarà il quantitativo di sali sottratto dallo strato attivo del suolo. Il concetto, almeno in linea teorica, è stato già introdotto al par. 3.4, in questa sede se ne vogliono esaminare i risvolti più direttamente applicativi.

Alla luce di quanto precedentemente riferito, aumentare l'efficienza del *leaching* è di grande importanza ed utilità per tre fondamentali ragioni:

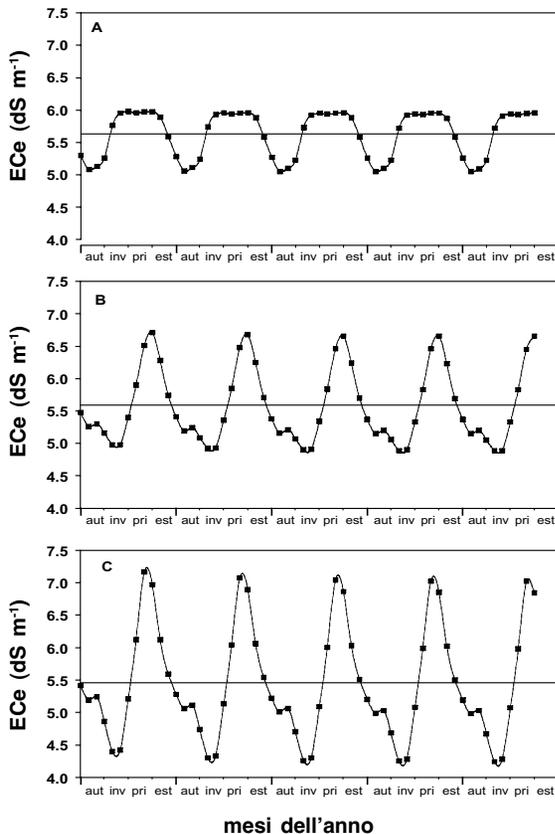


Figura 4.2. Simulazione dell'andamento stagionale della salinità del suolo (EC_e) nel corso di cinque annate successive in condizioni di bilanciamento dei sali (condizioni stazionarie); con A, B e C si identificano le strategie di leaching indicate in Tabella 4.1; la medesima tabella definisce pure le condizioni sperimentali.

Figure 4.2. Simulation of the seasonal course of soil salinity (EC_e) during five successive years under conditions of salt balance (steady state); with A, B and C the different leaching strategies are identified as applied in tabella 4.1; the same table also defines the other experimental conditions.

- 1) ridurre il "carico" salino che complessivamente insiste sul suolo e che ne minaccia i caratteri di qualità dal punto di vista agroecologico;
- 2) consentire un impiego più parsimonioso della risorsa idrica, evitandone consumi eccessivi e sprechi;
- 3) diminuire la quantità delle acque di drenaggio che devono essere smaltite e che, in quanto assai ricche in sali, costituiscono un notevole problema ambientale se semplicemente immesse in falda o nei corsi idrici superficiali.

Il primo, dei tre punti in elenco, è affrontato nell'ambito del presente paragrafo, mentre gli

altri due saranno più approfonditamente esaminati al paragrafo successivo.

Un primo aspetto applicativo della tecnica del *leaching*, in grado d'influire sulla sua efficienza, sul quale si sono a lungo interrogati i ricercatori e che ancora oggi è oggetto di controversie, riguarda il dilemma se sia meglio operare la lisciviazione ad ogni intervento irriguo o preferire, invece, interventi saltuari, comunque periodici. La simulazione eseguita al paragrafo precedente fornisce un'idea abbastanza precisa di come la modulazione del *leaching* possa drasticamente modificare l'andamento stagionale della salinità del suolo.

Da un lato, il *leaching* applicato sistematicamente consente non solo di alleviare l'effetto negativo esercitato dai sali ma, indirettamente, anche di mantenere più elevata l'umidità del suolo per un periodo di tempo più prolungato (Hamdy, 1994; Bressler e Hoffman, 1986). D'altro canto, come si diceva anche precedentemente, il *leaching* contribuisce comunque ad un ulteriore incremento del "carico" salino del suolo; su terreni ancora caratterizzati da un livello limitato di conducibilità, ben lontano dai valori soglia riferibili alla maggior parte delle colture, un *leaching* realizzato ad ogni irrigazione potrebbe risultare complessivamente negativo, accelerando il processo di salinizzazione del suolo ed intensificando l'effetto di stress sulle colture (Rhoades et al., 1992).

Poiché il fabbisogno di lisciviazione (R_n) è calcolato a partire dal valore del rapporto di lisciviazione (LF), ciò vuol dire che, a parità di quest'ultimo, maggiore è il consumo evapotraspirativo di una coltura maggiore sarà, conseguentemente, anche l'apporto idrico destinato al dilavamento del suolo; ne consegue un aumento considerevole dei volumi stagionali di adacquamento, con la possibilità di determinare un significativo aggravio, spesso insostenibile, delle richieste idriche, soprattutto dei periodi di punta dell'irrigazione (van Horn, 1991). Occorre considerare, inoltre, che eccessivi apporti irrigui possono aumentare i rischi di ristagno idrico del suolo, di innalzamento della falda (nel caso essa sia tendenzialmente superficiale), di sovraccarico ed intasamento del sistema drenante, con produzione di cospicui volumi idrici che necessitano di essere opportunamente smaltiti (Rhoades et al., 1992).

Di contro, operare interventi saltuari di li-

sciviazione ridurrebbe drasticamente i consumi idrici e ne permetterebbe l'esecuzione, per esempio, nelle fasi fenologiche di maggiore sensibilità della coltura alla salinità o nei periodi a più limitata richiesta evapotraspirativa da parte dell'atmosfera od ancora solo quando nel suolo venissero raggiunte concentrazioni saline ritenute a rischio con riferimento alla coltura in atto o a quella in successione. Questa soluzione, inoltre, offrirebbe la possibilità di applicare un regime irriguo a "deficit idrico controllato", ossia procedere ad una ridotta restituzione irrigua dei consumi evapotraspirativi della coltura, particolarmente nelle fasi fenologiche di minore esigenza idrica o di minore sensibilità alla carenza d'acqua. Diversamente, per operare la lisciviazione, bisogna non solo restituire integralmente i consumi idrici colturali ma superare con l'adacquamento la capacità idrica del suolo.

Ulteriori riduzioni nel consumo di acqua e nel carico salino potrebbero derivare dal vantaggioso sfruttamento delle precipitazioni meteoriche stagionali. Ciò è senz'altro vero con riferimento al clima mediterraneo che manifesta un'alternanza fra la stagione estiva, tendenzialmente arida, e quella autunno-vernina, caratterizzata da una più elevata concentrazione di giorni piovosi (*par. 2.3*). La stabilità dei sistemi irrigui meridionali è stata fundamentalmente garantita, almeno fino ad ora, proprio dalla capacità dilavante delle piogge invernali in grado di controbilanciare gli apporti salini operati con le irrigazioni delle colture primaverili-estive. Scriveva, a tal proposito, il professor Bottini (1962): "Le norme tradizionali in uso nella Regione Puglia per l'irrigazione con acque salmastre costituiscono i cardini di un piano operativo altamente logico e persuasivo. Durante l'intero ciclo vegetativo della coltura, lo strato del terreno interessato dalle radici viene mantenuto in permanenza umido quanto più è possibile, onde procurare che la concentrazione salina delle acque impiegate abbia a subire i più limitati spostamenti. Non riuscirà tuttavia di impedire del tutto un certo accumulo di sali, a seguito di ciascuna somministrazione: si interviene all'uopo ogni volta con volumi di acqua capaci di determinare moderate percolazioni nei canali di drenaggio o nelle rocce sottostanti e perciò atti a conseguire l'allontanamento dallo strato coltivato di buona parte dei sali accumulati. Dopo una stagione irrigua, l'appezzamento

viene impegnato con una coltura asciutta; l'irrigazione ha quindi luogo in anni alterni: ciascuna volta dopo che il terreno avrà beneficiato, ai fini del dissalamento, delle piogge di due periodi autunno-vernini". Dello stesso avviso anche il Pantanelli, qualche decennio prima (1941) allorché affermava: "il mezzo più efficace (per contrastare la salinità, n.d.r.) è il dilavamento naturale operato dalle piogge invernali o, dove queste siano molto ridotte, la coltura invernale non irrigata".

Il sistema tradizionale di controllo e contenimento della salinità si basa, dunque, su tre fondamentali norme: adozione di turni brevi; impieghi di volumi d'acqua che provocano la percolazione dello strato coltivato; trattamento irriguo dello stesso appezzamento solo ad anni alterni. È su queste condizioni che da tempo memorabile vengono utilizzate sul suolo pugliese acque irrigue comunemente ritenute "inappropriate" in considerazione della loro elevata concentrazione in sali.

Nel caso in cui si disponesse di acque irrigue di differente qualità (per esempio, come spesso succede, acque di origine consortile ed acque estratte da pozzi), occorrerebbe riservare l'acqua migliore, a minore conducibilità elettrica (EC_e), per il dilavamento del suolo e la lisciviazione dei sali (Sharma e Rao, 1998; Losavio et al., 1999; Hamdy, 2002). Ne deriverebbero minori rischi connessi ai fattori controproducenti del *leaching* ed una maggiore efficienza di lisciviazione.

Per aumentare l'efficienza della tecnica del *leaching* è necessario che l'erogazione irrigua sia tempestiva in modo da assicurare l'acqua al momento più opportuno e nella giusta quantità, al fine di evitare da un lato una condizione di stress idrico incipiente, nel caso di ritardo nell'erogazione od insufficiente adacquamento, o, nel caso opposto, tendenziale ristagno ed accumulo di sali. L'efficienza del *leaching* è dunque inscindibilmente connessa all'efficienza dell'irrigazione. La programmazione irrigua rappresenta, per l'appunto, la metodologia che consente di quantificare le variabili irrigue: volume di adacquamento e turno d'irrigazione in primo luogo. Il criterio di programmazione irrigua più frequentemente adottato è quello definito "evapotraspirometrico" (Doorembos e Kassan, 1979) che consiste nella valutazione della richiesta evapotraspirativa espressa dall'atmosfera (in

funzione delle variabili meteorologiche) mediante la determinazione della evapotraspirazione di riferimento (ET_0) e la successiva conversione di ET_0 in ET_c , ossia la evapotraspirazione massima di una specifica coltura, tramite l'impiego dei cosiddetti coefficienti colturali (K_c). È possibile, a questo punto, tenere costantemente aggiornato un bilancio giornaliero fra i consumi evapotraspirativi e gli apporti di pioggia utile, individuando il momento dell'intervento irriguo allorché si sia esaurita la riserva idrica facilmente disponibile del suolo, pari ad una certa percentuale della riserva idrica totale che il terreno è in grado di trattenere (generalmente compresa fra il 40 ed il 50% a seconda della specifica coltura). In caso di utilizzo di acque salmastre la programmazione irrigua è resa più incerta in quanto, a causa dell'effetto osmotico esercitato dai sali presenti nella soluzione circolante del suolo, le coltivazioni sperimentano più rapidamente l'effetto del progressivo abbassamento del potenziale idrico per cui, in risposta a tale circostanza, limitano il flusso traspirativo mediante un aumento della resistenza stomatica. Ne consegue che, complessivamente, i consumi idrici di una coltura irrigata con acque salmastre risultano significativamente inferiori a quelli di una coltura irrigata con acque dolci. Così, ad esempio, su pomodoro da industria allevato in serra (Gatta et al., 2005), l'impiego di acque salmastre a 6 ed 8 dS m^{-1} ha determinato consumi evapotraspirativi valutabili, rispettivamente, intorno al 91 ed 88%, il primo anno, ed 80 e 67%, l'anno successivo, rispetto ai consumi fatti registrare dalla coltura irrigata con acque dolci.

Sempre con riferimento alla programmazione irrigua, un altro aspetto da cui dipende l'efficienza del *leaching* è quello relativo alla frequenza degli interventi irrigui. Se sia meglio irrigare adottando turni brevi oppure più ampi è un'ulteriore diatriba che ha visto schierarsi su fronti opposti numerosi e qualificati ricercatori. Da un lato, il ragionamento che giustifica l'adozione di turni irrigui brevi è quello secondo il quale, poiché il potenziale osmotico e quello matriciale sono approssimativamente additivi (Bresler e Hofmann, 1986), a parità di altre condizioni, al diminuire dell'umidità del suolo il potenziale idrico di un suolo salino si abbassa più rapidamente rispetto a quello di un suolo non salino, motivo per cui le piante manifestano pre-

maturamente condizioni di stress idrico incipiente. Ciò richiederebbe, quindi, interventi irrigui più frequenti e, in generale, un livello di umidità del suolo mediamente più elevato rispetto ai suoli non salini (Allison, 1964; Ayers e Westcott, 1985; Cavazza et al., 1984; Caliendo, 1999).

D'altra parte, l'incremento della frequenza irrigua, similmente alla continua applicazione del *leaching*, può tradursi in un maggior accumulo di sali in superficie o lungo il profilo, in funzione dei quantitativi di drenaggio programmati; aumentando gli apporti irrigui complessivi aumentano, conseguentemente, anche quelli dei sali i quali dovrebbero essere lisciviati in virtù dell'effetto dilavante dell'acqua di drenaggio.

Numerose prove sperimentali in proposito (Hamdy, 1990; Hamdy, 2002; Postiglione, 2002) sembra abbiano appurato l'opportunità di mantenere sufficientemente ampi gli intervalli irrigui; un terreno frequentemente irrigato, infatti, favorisce un maggiore addensamento radicale in superficie e, a causa del più intenso assorbimento idrico che ne consegue, determina superficialmente un accumulo di sali più elevato. Una maggiore umidità alla superficie del suolo intensifica anche i processi di evaporazione dell'acqua; ciò non solo contribuisce ad innalzare la salinità ma anche a determinare un incremento dei consumi irrigui e quindi un maggiore apporto di sali al terreno (van Shilfgraade et al., 1975).

D'altro canto, altre sperimentazioni (Hoffman et al. 1983; Bernstein e Francois, 1975; Barbieri et al., 1994) non hanno evidenziato netti e significativi miglioramenti apportati da una intensificazione dei turni, sia con riferimento alla salinità dei suoli che alle produzioni ottenute dalle colture oggetto di prova.

Occorre inoltre chiarire che, su terreni già in parte salinizzati, l'azione dilavante dell'acqua e la lisciviazione dei sali risultano tanto più efficaci (dunque il *leaching* tanto più efficiente) quanto più il flusso idrico ha luogo in condizioni di suolo insaturo; infatti, gran parte dell'acqua e dei sali presenti all'interno degli aggregati (ossia prevalentemente nel sistema dei micropori) potrebbero non essere coinvolti dal flusso idrico lisciviante allorché il suolo sia prossimo alla saturazione. Diversamente accade allorché il contenuto idrico del terreno sia più limitato

(Rhoades e Loveday, 1990). Questa considerazione era già presente in uno studio di Nielsen e Biggar (1961).

Un ultimo aspetto riguarda il caso in cui si disponesse di acque a differente livello di salinità (*conjunctive use*); le alternative, a tal riguardo (Hamdy, 1994; Rhoades et al., 1989), sono quella di procedere ad una loro miscelazione (*blending*) o, all'opposto, di impiegarle in modo distinto, alternandone l'utilizzo (*cyclic use*). Queste diverse possibilità sono schematicamente rappresentate in figura 4.3.

Mediante la miscelazione, per effetto della diluizione di un'acqua in un'altra, aumenta la qualità dell'acqua peggiore ma, inevitabilmente, diminuisce quella della migliore; con riferimento all'acqua a più elevata conducibilità elettrica, è possibile in questo modo conformarne le caratteristiche qualitative a quelle richieste da una specifica coltura. Un ulteriore risultato positivo della miscelazione è quello di ridurre il "carico" salino per unità di superficie del suolo sebbene, essendo aumentata la disponibilità idrica complessiva, lo stesso viene di fatto elargito su di una superficie più ampia. Scelta migliore (Letey, 1993) sarebbe forse quella di procedere alternando le irrigazioni con acqua più salata con quelle con acqua più dolce. Con riferimento ad una medesima coltivazione, sarà opportuno riservare l'acqua meno salata per le fasi fenologiche di maggiore suscettibilità all'effetto dei sali; allo stesso modo, occorrerà alternare le colture più tolleranti, a cui sarà destinata l'acqua a maggiore conducibilità, con le colture più sensibili, le quali usufruiranno dell'acqua qualitativamente migliore. Questo sistema di alternanza, anche definito "sistema ciclico" o "sequenziale", può essere praticato sia nel tempo (quindi con riferimento alla medesima unità colturale) che nello spazio, dunque assumendo a riferimento più unità colturali, appartenenti o meno alla medesima azienda.

Un breve cenno occorre dare ai metodi irrigui (rimandando per approfondimenti alla vasta bibliografia in proposito, fra cui: Bernstein et al. 1955; Bernstein e Fireman, 1957; Oster et al, 1984; Ayers e Westcott, 1985). In linea generale, occorre adottare metodi irrigui che non favoriscano accumuli di soluti nel volume di terreno in cui le radici della coltura sono più attive (Caliandro, 1999). In tutte le aree irrigue dove ha strategica rilevanza il risparmio idrico è

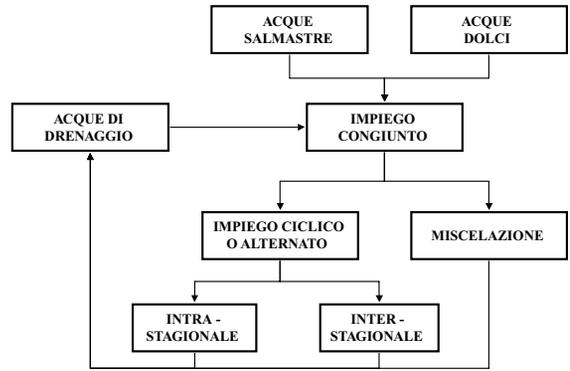


Figura 4.3. Schema relativo alle differenti modalità di impiego congiunto di acque a diversa concentrazione salina (indicate, rispettivamente come acque dolci e salmastre) e connessione al sistema di riutilizzo delle acque drenanti.

Figure 4.3. Scheme that exemplify the different approaches of a conjunctive use of pure and brackish water and their connection to the system of drainage water recycling.

ormai prevalentemente adottato il metodo irriguo a microportata di erogazione (meglio conosciuto in una delle sue versioni più diffuse, l'irrigazione "a goccia"). Tale metodo irriguo è anche quello che meglio si presta all'impiego di acque salmastre. Si contraddistingue, infatti, per turni tendenzialmente frequenti ed una erogazione pressoché continua, in modo tale che il potenziale idrico del suolo non scenda quasi mai al di sotto di valori critici per le colture. Allo stesso tempo, garantisce un'elevata efficienza irrigua ed il fronte di umettamento sospinge i sali lontano dal punto di erogazione dell'acqua in prossimità del quale è posizionata la pianta. Al termine della stagione irrigua l'inconveniente generalmente osservato è quello di una difformità della concentrazione salina negli strati superficiali del suolo, in quanto l'accumulo avviene tra le ali gocciolanti (Shalhevet, 1984). La rimozione di questa salinità e il ristabilirsi di condizione omogenee del campo può avvenire ad opera delle piogge o, nel caso di avvicendamenti piuttosto serrati, tramite irrigazioni per asperzione o, più raramente, sommersione.

Nell'irrigazione per asperzione occorrerebbe evitare di bagnare direttamente le foglie con l'acqua salmastra, sebbene esista una diversa sensibilità fra le varie specie (particolarmente sensibili sono mandarloro, albicocco e limone, per i quali si rende necessario una asperzione sottochioma; mentre più resistenti sono cavolfiore, barbabietola, cotone, girasole). Anche in questo

caso risulta vantaggiosa un'irrigazione a bassa intensità di pioggia ed una distribuzione il più possibile uniforme sulla superficie del terreno (Losavio et al., 1999). I metodi irrigui per infiltrazione laterale da solchi sono adottabili anche in caso d'impiego di acque salmastre, purché le piante si trovino lungo la pendenza dell'argine e non sulla sua parte sommitale, che riceve l'acqua per diffusione. La predisposizione di file binate, con le file della bina ben distanziate, consente di mantenere le radici delle piante abbastanza lontane dalle zone di accumulo dei sali, localizzate nella parte centrale della bina.

In sintesi, per quanto attiene la tecnica della lisciviazione, sarebbe consigliabile procedere al dilavamento del suolo solo quando la salinità superi un valore ritenuto critico (soprattutto in base alle caratteristiche del suolo e dell'avvicendamento colturale), evitando apporti a funzione liscivante durante i periodi di punta della stagione irrigua (per non accentuare la richiesta idrica ed il carico salino, rischiando, per giunta, di instaurare nel suolo condizioni di ristagno idrico); impiegare preferibilmente metodi irrigui a bassa portata di erogazione, i quali operano in regime di flusso insaturo; riservare le acque migliori alle colture più sensibili ed alle fasi del ciclo maggiormente esposte agli effetti della salinità, generalmente le fasi di germinazione ed emergenza (eventualmente superabili mediante l'adozione del trapianto); nell'ambito delle possibilità, riservare l'acqua meno salmastra per la lisciviazione e sfruttare al meglio la funzione liscivante delle piogge, riducendo in tal modo l'impiego di acque salmastre e l'apporto complessivo di sali al terreno.

Ancora una volta, si mette in luce l'opportunità di fare ricorso a strategie più duttili, meno rigide e schematiche al fine di adattare al meglio le scelte tecniche alle specifiche condizioni operative.

Altri interventi, potremmo definire corollari, che riducono la pericolosità dei sali, ne alleviano i danni o contribuiscono a porre le piante nelle condizioni di poterli meglio tollerare, schematicamente, sono (Caliandro, 1999; Losavio et al., 1999):

- sistemazione superficiale del terreno e suo livellamento per una più uniforme distribuzione dell'acqua nel corso degli adacquamenti;
- rottura e rimozione degli strati impervi su-

perficiali per evitare la formazione di falde sospese e favorire la percolazione profonda delle acque;

- lavorazioni profonde, con strumenti discissori: è preferibile l'intervento di discissura a quello di aratura per evitare di portare in superficie gli strati di terreno in cui si sono accumulati i sali lisciviati dagli strati sovrastanti; lavorazioni superficiali, per eliminare la crosta eventualmente presente e chiudere le fessure e le crepacciature, spesso particolarmente profonde, che possono costituire una via assai rapida per il deflusso preferenziale delle acque (*bypass flow*), condizione che riduce sensibilmente l'efficacia del *leaching*;
- massimo rispetto dello stato di aggregazione del suolo con interventi tempestivi di lavorazione, mai "fuori tempera", per evitare di accentuare l'effetto esplicito, eventualmente, dal sodio;
- ricorso a tutte le tecniche agronomiche che possono migliorare la strutturazione del terreno, in primo luogo incrementandone il contenuto in sostanza organica;
- stretto controllo degli apporti di concime, particolarmente quelli ad elevato indice di salinità, in grado di accentuare l'effetto osmotico; a tal riguardo i concimi azotati sono i più rischiosi, per cui è da consigliare la concimazione localizzata e la distribuzione frazionata, in più epoche, in modo da minimizzarne le concentrazioni nel suolo;
- avvicendare colture irrigate con colture asciutte, in modo da consentire periodicamente alle acque di pioggia di due o più annate consecutive di dilavare i sali apportati con l'acqua d'irrigazione durante le precedenti stagioni irrigue.

5. La gestione delle acque di drenaggio

Il drenaggio, rispetto all'irrigazione, rappresenta la "faccia nascosta della luna"; sebbene ne costituisca un elemento essenziale ed imprescindibile, fattore complementare di pari rilevanza ed utilità, permane un aspetto sottovalutato nell'ambito dei sistemi irrigui (Sheumann e Freisem, 2001); a volte in sede di progettazione, altre con riferimento agli interventi di manutenzione. Ciò rappresenta una condizione assai temibile che offre il fianco all'instaurarsi di seri

fenomeni di degrado fra i quali la salinizzazione è il pericolo più probabile ed immediato.

Negli ambienti aridi e semi-aridi, il drenaggio svolge una funzione non secondaria e non meno incalzante rispetto agli ambienti umidi. In questi ultimi, la sua finalità essenziale è quella di consentire il rapido allontanamento delle acque in eccesso, provocate da regimi pluviometrici superiori alle richieste evapotraspirative, almeno per buona parte dell'anno; ciò evita che vengano ad instaurarsi nel suolo condizioni prolungate di ristagno idrico. Scopo essenziale del drenaggio negli ambienti aridi e semi-aridi, invece, è proprio il controllo della salinità, il cui progressivo avanzare, a differenza dei fenomeni di inondazione e ristagno idrico dei campi, agisce subdolamente nel tempo, senza che dia luogo a manifestazioni eclatanti, almeno nelle fasi iniziali.

Essendo ormai chiari i processi mediante i quali nel suolo si instaurano condizioni di accumulo salino (*par. 2*), si comprende bene come in numerose circostanze la realizzazione di una rete drenante sotterranea possa essere risolutiva nel contenerne la progressione.

All'applicazione del *leaching*, infatti, consegue l'originarsi di volumi idrici più o meno abbondanti ottenuti dal dilavamento dei suoli; tali volumi debbono essere in qualche modo smaltiti. Nel caso in cui non vi siano preoccupazioni particolari circa la buona permeabilità del terreno, l'assenza di strati impervi, la sostanziale adeguatezza qualitativa delle acque di dilavamento, allora è possibile ritenere idonea la semplice percolazione profonda di queste acque, che andranno così ad alimentare le falde idriche sotterranee. Si è però più volte riferito che, nel medio e lungo periodo, ciò costituisce un rilevante fattore che predispone alla salinizzazione dei suoli nella misura in cui può indurre, come di fatto è spesso accaduto, un progressivo innalzamento del livello della falda idrica sotterranea. In tutti i casi in cui il livello della falda sia già pericolosamente prossimo alla superficie del suolo, in cui si teme che tale innalzamento possa comunque verificarsi in tempi più o meno rapidi, od ancora, allorché si abbia il convincimento che le acque di percolazione possano alimentare un processo di infiltrazione (*seepage*) in grado di effondere le acque in un'area limitrofa più o meno distante, condizione ulteriore che determina la salinità

dei suoli, allora l'apprestamento di una rete drenante si rende assolutamente necessario (Bos e Wolters, 1994; Madramootoo et al., 1997; FAO, 2002).

Un altro motivo importante che consiglia la raccolta delle acque di percolazione in un sistema drenante è dovuto alla preoccupazione suscitata dalla qualità delle acque che vengono così a generarsi e che possono risultare arricchite non solo in sali ma anche in residui di pesticidi, erbicidi, fertilizzanti chimici, ecc. (Ritzema e Braun, 1994; Dougherty et al., 1995; Perniola e Lovelli, 1999). Un aspetto assai problematico, a cui oggi si presta crescente attenzione, è dato dalla presenza di concentrazioni assai spesso significative di elementi traccia ad effetto tossico (quali boro, molibdeno, selenio, metalli pesanti, ecc.), sia dovuti ad arricchimento naturale dei suoli che a fenomeni di inquinamento antropico; per evidenti ragioni ambientali e di salute pubblica, queste acque non possono affluire tal quali nei corpi idrici superficiali e tanto meno contaminare le falde idriche sotterranee.

Si pone, quindi, la necessità di elaborare una strategia pluri-scala (aziendale, inter-aziendale e territoriale), che consenta di gestire nel modo più favorevole le acque di drenaggio, con riferimento alle loro caratteristiche sia quantitative che qualitative, al fine di consensuire la migliore efficienza di utilizzazione idrica ai fini produttivi, il minore impatto ambientale possibile a causa delle acque di drenaggio ed al contempo, dove sia ritenuto opportuno ai fini di uno sviluppo sostenibile del territorio, la salvaguardia e la riqualificazione delle zone umide e degli ambienti acquatici di transizione.

Ancora una volta, è possibile evidenziare le strette interconnessioni che sussistono fra comportamento individuale, attribuibile al singolo imprenditore agricolo ed inerente le scelte tecniche di conduzione della propria azienda, ed il comportamento dell'intero sistema, territorialmente identificabile nel bacino idrografico o nel distretto irriguo, con riferimento alla presenza di infrastrutture ed alla loro manutenzione, alla definizione di regole nella allocazione della risorsa per usi agricoli o d'altro tipo, nell'assetto normativo che pone vincoli precisi alle procedure di smaltimento delle acque ed ai caratteri di qualità delle stesse, ecc. In particolare, con più stretto riferimento al problema della salinità, una gestione integrata delle acque di dre-

naggio potrebbe porsi i seguenti obiettivi:

- regolare il livello della falda idrica sotterranea al fine di prevenire i fenomeni di flusso idrico capillare con conseguente risalita dei sali oppure condizioni di ristagno idrico superficiale;
- assicurare la migliore efficienza di utilizzazione dell'acqua irrigua che sia compatibile con l'esigenza di mantenere sotto controllo la concentrazione dei sali nei suoli tramite la loro periodica lisciviazione;
- garantire un corretto smaltimento delle acque di percolazione ottenute dal dilavamento dei suoli a funzione lisciviante;
- promuovere il riutilizzo delle acque di drenaggio nel contesto di un impiego plurimo e diversificato della risorsa idrica, in rapporto ai livelli qualitativi delle sue diverse tipologie e secondo schemi di utilizzazione opportunamente pianificati.

Di seguito sono elencate le quattro diverse opzioni che, congiuntamente o meno, possono essere considerate al fine di definire una strategia di gestione delle acque di drenaggio (FAO, 2002); la figura 5.1 ne evidenzia la sequenza e le articolazioni reciproche:

- 1) misure ed interventi di risparmio idrico;
- 2) riciclo e reimpiego delle acque di drenaggio;
- 3) processi di trattamento depurativo delle acque di drenaggio;
- 4) smaltimento controllato delle acque di drenaggio.

5.1 Misure ed interventi di risparmio idrico

L'obiettivo del risparmio idrico, nel contesto della gestione delle acque di drenaggio, è quello di ridurre il più possibile il volume complessivo delle acque effluenti e con esse il quantitativo di sali (ed altri composti) ottenuti dal dilavamento dei suoli. Contestualmente, i quantitativi di acqua così risparmiati possono essere impiegati per altri scopi (extra-agricoli) od anche per estendere l'irrigazione ad ulteriori superfici coltivate. Particolarmente nei casi di forte competitività fra le diverse utilizzazioni dell'acqua e nelle circostanze in cui lo smaltimento delle acque di drenaggio possa risultare rischioso dal punto di vista ecologico, tali misure andrebbero privilegiate rispetto ad altre possibili soluzioni.

Il risparmio nell'impiego dell'acqua si ottiene mettendo in essere, a livello aziendale, una

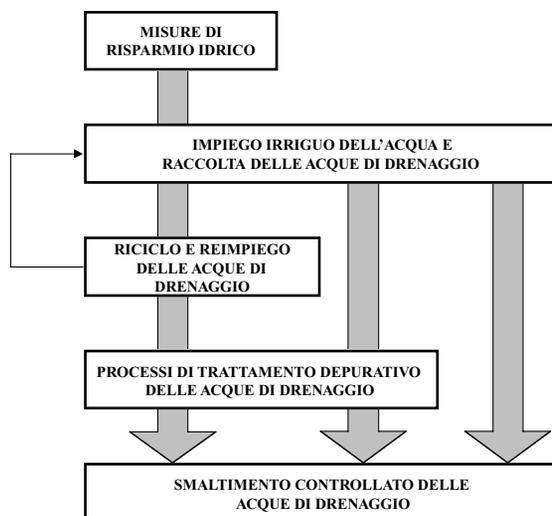


Figura 5.1. Procedure ed interventi che possono essere attivati al fine di gestire le acque di drenaggio.

Figure 5.1. Procedures and actions that can be worked out with the purpose to manage drainage waters.

serie di interventi che aumentino l'efficienza irrigua, il che indica un incremento delle unità di prodotto ottenute per unità di acqua somministrata e, al contempo, una riduzione delle perdite per drenaggio profondo. Il dimensionamento delle variabili irrigue può correttamente avvenire applicando un metodo di "programmazione", generalmente improntato sull'esecuzione del bilancio idrico dello strato radicale del suolo; ciò consente di identificare il momento più opportuno in cui eseguire l'adacquamento, quantificandone il corrispondente volume irriguo.

Problematiche ancora non perfettamente risolte nella loro specifica quantificazione riguardano il calo dei consumi evapotraspirativi delle colture in condizioni di stress salino nonché il contributo offerto da una falda idrica ipodermica, per effetto della risalita capillare, nel sostenere i consumi evapotraspirativi delle colture; se il bilancio idrico non dovesse considerare entrambi i suddetti fattori, ciò condurrebbe ad una sovrastima del volume di adacquamento e, di conseguenza, ad una accentuazione dei fenomeni di percolazione idrica profonda.

Un altro aspetto essenziale nel conseguimento di significativi risparmi idrici risiede nella scelta del metodo d'irrigazione, essendo alcuni metodi (quali quello a microportata o quel-

Tabella 5.1. Classificazione delle differenti tipologie di impiego dell'acqua irrigua (elaborato da FAO, 2002).

Table 5.1. Classification of the different employ typologies of irrigation water (adapted from FAO, 2002).

IMPIEGHI CONSUNTIVI		IMPIEGHI NON-CONSUNTIVI
IMPIEGHI BENEFICI	<ul style="list-style-type: none"> - ETc colturale - ET climatizzante - Acqua di idratazione delle piante - Acqua di umettamento del suolo per agevolare germinazione ed emergenza 	<ul style="list-style-type: none"> - Acque di dilavamento dei suoli
IMPIEGHI NON-BENEFICI	<ul style="list-style-type: none"> - ET da vegetazione spontanea - E da serbatoi di riserva idrica - E connessa all'aspersione 	<ul style="list-style-type: none"> - Acque di ruscellamento - Acque di percolazione profonda - Acque di manovra degli impianti irrigui

lo per aspersione) sicuramente più efficienti rispetto ad altri (quelli gravimetrici). Ciò in parte risiede nella maggiore uniformità di distribuzione dell'acqua sulla superficie e lungo il profilo del terreno; in parte anche per una migliore possibilità di regolarne l'erogazione eliminando perdite residuali di adacquamento (la cosiddetta *tailwater*).

Con riferimento ai differenti livelli di scala in cui si articola un sistema irriguo, possiamo primariamente distinguere tre diverse e sequenziali tipologie di efficienza irrigua: una *efficienza di trasporto*, che attiene alla rete collettiva del sistema irriguo, una *efficienza di distribuzione*, che si riferisce alla rete aziendale fino ai limiti delle unità colturali, ed infine, un'*efficienza di adacquamento*, che valuta la frazione di acqua effettivamente a disposizione delle piante (comprensiva del fabbisogno di lisciviazione dei sali con essa apportati) rispetto a quella complessivamente erogata all'unità colturale. Ovviamente l'efficienza ascrivibile al sistema d'irrigazione nel suo complesso è data dal prodotto dei singoli termini di efficienza.

Oltremodo utile, al fine di valutare le prestazioni offerte da un sistema irriguo, è distinguere fra una serie di antinomie rispetto ai modi d'impiego dell'acqua irrigua (tabella 5.1); in particolare distinguiamo:

1) *impiego consuntivo o non-consuntivo dell'acqua*: distingue fra un uso definitivo e terminale dell'acqua (capace di esaurirne di fatto la disponibilità) ed un impiego che ne consente ancora ulteriori utilizzazioni. L'uso consuntivo, infatti, è quello che si realizza attraverso i processi di evaporazione dell'acqua libera e traspirazione da parte delle colture agrarie o della vegetazione spontanea. L'acqua che invece si allontana per ruscella-

mento o percolazione profonda, sebbene di qualità più scadente rispetto a quella originariamente somministrata a scopo irriguo, può ancora essere oggetto di un ulteriore impiego;

- 2) *impiego benefico e non-benefico*: distingue fra consumi idrici comunque finalizzati al conseguimento di obiettivi agronomici (rifornimento idrico colturale, agevolazione dell'emergenza, azione climatizzante, lisciviazione dei sali, ecc.) e consumi che invece non trovano tale giustificazione e che possono essere quindi identificati come uno spreco (sovrairrigazioni non intenzionali, evapotraspirazione da parte della vegetazione avventizia, perdite dal sistema distributivo, perdite residuali di adacquamento, ecc.);
- 3) *impiego giustificabile e non-giustificabile*: non tutti i consumi non-benefici sono evitabili; alcuni di essi, per un certo ammontare variabile a seconda delle circostanze, non possono essere evitati ancorché si riconosca che essi rappresentino delle perdite. Le perdite idriche attribuibili alle manovre di erogazione dell'acqua, ad esempio, sono contenibili solo entro una certa misura e pertanto, entro quella stessa misura, sono anche giustificabili; le perdite idriche conseguenti ad un intervento irriguo eseguito poco prima di una pioggia, per fare un altro esempio, appaiono giustificabili in quanto difficilmente prevedibili.

La strategia che consente di elevare l'efficienza d'irrigazione deve mirare, quindi, a massimizzare gli impieghi consuntivi e benefici dell'acqua, minimizzando le perdite non benefiche e tollerando quelle ragionevolmente giustificabili in quanto tecnicamente di difficile controllo.

In termini operativi, questo può voler dire

modificare i metodi irrigui scegliendo quelli più efficienti, migliorare le infrastrutture irrigue per esaltarne le prestazioni, adottare sistemi più avanzati di programmazione irrigua, adottare un rapporto di lisciviazione più contenuto ancorché sufficiente alla lisciviazione dei sali in eccesso.

Un risparmio idrico significativo può essere conseguito anche modificando l'assetto generale delle colture praticate in azienda o nel comprensorio, scegliendo specie idricamente meno esigenti o che compiono il loro ciclo colturale in periodi climatici a più contenuta richiesta evapotraspirativa. Su questa linea, è possibile pervenire a soluzioni anche più drastiche procedendo ad un eventuale inserimento del maggese nell'avvicendamento delle colture o, addirittura, realizzando un ritiro completo delle coltivazioni dalla superficie. Soluzioni di questo tipo, evidentemente, si giustificano solo nelle condizioni più compromesse, lì dove falda superficiale, salinità o ristagno idrico drasticamente limitano la produttività agraria ed una correzione o recupero di tali terreni risulterebbe di difficile praticabilità.

Gli aspetti più insidiosi relativi all'adozione di misure finalizzate al contenimento delle acque di drenaggio sono associati al rischio di un inadeguato controllo della salinità dello strato radicale del suolo a seguito di una insufficiente lisciviazione dei sali.

In caso di una forzata contrazione nella disponibilità delle acque superficiali aumenta il pericolo di uno sfruttamento eccessivo delle risorse sotterranee, allorché il tasso di emungimento sia spinto a superare il tasso di ricarica delle falde idriche. Una tale condizione rischia di peggiorare la qualità di queste acque (per esempio determinando l'intrusione di acqua marina) che a sua volta nuoce alla fertilità dei suoli che ne sono recapito.

5.2 Riciclo e reimpiego delle acque di drenaggio

Anche nel caso del riciclo, l'obiettivo più rilevante che si intende perseguire è quello di ridurre l'ammontare complessivo delle acque di drenaggio che necessitano di essere smaltite e, contestualmente, di riuscire ad ampliare le disponibilità idriche per finalità irrigue o di altro tipo. Rispetto al risparmio idrico, che punta a contrarre i volumi di drenaggio prodotti, il riciclo ne indirizza una parte o l'intero quantitativo verso il reimpiego. Questa utilizzazione plu-

rima delle medesime acque rappresenta, in effetti, un sistema che consente di moltiplicare l'efficienza irrigua ad ogni ciclo di utilizzazione; il numero dei cicli successivi di reimpiego è però limitato, essendo ovviamente subordinato al progressivo contrarsi dei volumi di drenaggio ed al conseguente inevitabile aumento del carico salino e di altri inquinanti.

Tale reimpiego può essere realizzato in vari modi, a seconda delle circostanze o delle condizioni di convenienza; in particolare è possibile prevedere le seguenti modalità (FAO, 2002):

- 1) *riutilizzo irriguo di tipo convenzionale*: le acque sono nuovamente impiegate in agricoltura; in funzione della loro conducibilità si avrà cura di scegliere delle colture tendenzialmente tolleranti alla salinità, in grado di fronteggiare adeguatamente i condizionamenti di tipo osmotico o la presenza di significative concentrazioni di ioni ad azione fitotossica;
- 2) *riutilizzo irriguo in un contesto di "agricoltura salina"*: se le caratteristiche delle acque di drenaggio risultassero proibitive per un'agricoltura di tipo convenzionale, queste acque possono essere impiegate per l'irrigazione di specie alofite, ossia idonee ad un ambiente salino. Queste specie possono avere un interesse di tipo alimentare, foraggero, industriale od ancora possono essere finalizzate alla produzione di biomassa (*par. 2.6*);
- 3) *riutilizzo irriguo integrato a livello aziendale*: riunisce sequenzialmente le due tipologie precedentemente riferite nell'ambito della medesima unità aziendale; prevede un uso ciclico di queste acque realizzando l'irrigazione di colture che manifestino tolleranza via via crescente alle condizioni saline, in rapporto assai stretto con la concentrazione salina delle acque di drenaggio che aumenta sensibilmente ad ogni ciclo. L'atto conclusivo di questa strategia consiste nello smaltimento di queste acque ad elevata concentrazione salina all'interno di vasche di evaporazione appositamente costruite. Si parla anche di sistemi IFDM, ossia "Integrated Farm Drainage Management" (figura 5.2);
- 4) *riutilizzo nel contesto di habitat naturali e zone umide*: nel caso in cui le acque di drenaggio di cui si dispone siano di qualità compatibile con la vita acquatica, è possibile utilizzare queste acque per alimentare sistemi

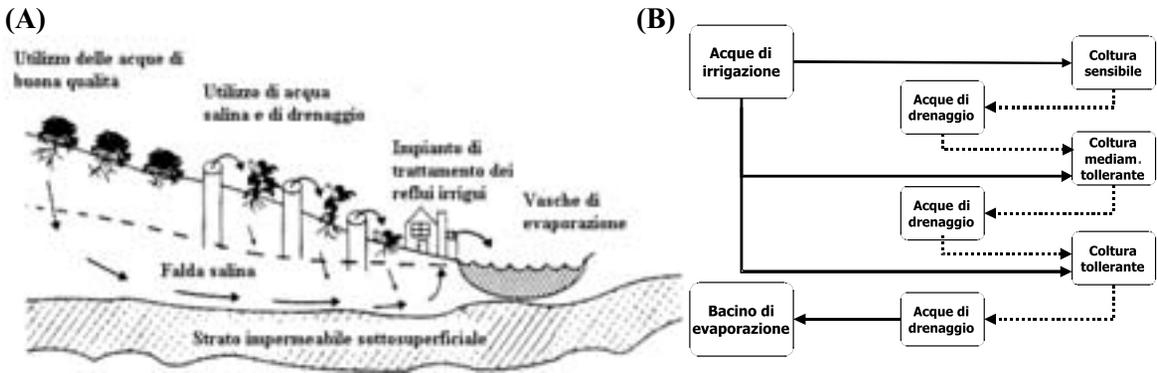


Figura 5.2. Schema di riutilizzo delle acque di drenaggio su scala territoriale. A) rielaborato da Rhoades et al., 1992; B) rielaborato da Loomis e Connor, 1992.

Figure 5.2. Reuse scheme of drainage water at the land scale. A) adapted from Rhoades et al., 1992; B) adapted from Loomis and Connor 1992.

acquatici naturali, particolarmente con riferimento ad alcune tipologie di habitat naturali quali zone umide a carattere salmastro, ricche in vegetazione alofita, popolazioni ittiche ed avifauna protetta. Allo stesso modo, è possibile impiegarle nel contesto di zone umide costruite ed aree di rinaturazione, previa opportuna valutazione dell'impatto che ne potrebbe conseguire.

Il grado di effettiva riutilizzazione di queste acque dipende dalla concentrazione salina che le contraddistingue e dalla salinità dei suoli che ne dovrebbero costituire il recapito; lo stesso rischio sodico andrebbe attentamente considerato al fine di non compromettere le caratteristiche strutturali dei suoli. L'impiego irriguo di queste acque può aver luogo secondo le già riferite tecniche di utilizzazione congiunta ad acque dolci (*conjunctive use*), adottando il "blending" o l'uso alternato delle due tipologie di acqua. Ancora una volta, cruciale è il controllo costante del livello salino raggiunto dai suoli, verificando fino a che punto esso sia compatibile con le colture prescelte.

Da un lato, quindi, occorre economizzare i consumi ed aumentare l'efficienza delle utilizzazioni idriche, dall'altro si mette in luce l'esigenza di intercettare le acque di drenaggio per procedere ad un riciclo nell'impiego della medesima risorsa. Sarebbe che sorga una apparente contraddizione fra le due finalità allorché ci si accorga che il secondo processo (il riciclo) è funzionalmente dipendente dal primo (l'efficienza irrigua); ossia: nella misura in cui la

distribuzione e l'erogazione irrigua sia inefficiente essa è in grado di alimentare flussi idrici che, opportunamente intercettati, possono essere destinati al reimpiego. Questa contraddizione sorge nel momento in cui l'analisi dell'efficienza nell'impiego dell'acqua viene eseguita esclusivamente a livello di sotto-sistema (le aziende agrarie ed i campi coltivati) e non, invece, con riferimento al sistema idrico nel suo complesso (il bacino idrografico). Come evidenziato da alcuni autori (Seckler, 1996; Keller et al., 1996; Molden, 1997) occorre quindi operare una distinzione fra risparmi idrici reali od effettivi ("*wet*" *water savings*) e risparmi solo apparenti o fittizi ("*dry*" *water savings*), questi ultimi di natura solo contabile. Se una tecnica di risparmio idrico riduce la quantità di acqua di drenaggio che si origina da un particolare impiego dell'acqua mentre essa potrebbe essere opportunamente impiegata in utilizzazioni a valle, ciò identifica un risparmio fittizio; di contro, se quell'acqua di drenaggio è invece destinata ad un diretto smaltimento e non prevede ulteriori possibili utilizzazioni, allora quel risparmio identifica una reale economia della risorsa. Keller e Keller (1995) hanno avanzato una importante nuova definizione, quella di efficienza irrigua "effettiva", in grado di includere nel conteggio anche i flussi idrici di riciclo. Su questa linea, Fredericksen e Perry (1995) hanno adottato il concetto di "efficienza di bacino" che estende la contabilità dell'acqua ed il computo del suo livello di efficienza di utilizzazione alla scala dell'intero bacino idrico.

5.3 Processi di trattamento depurativo delle acque di drenaggio

Nei casi in cui la qualità delle acque di drenaggio sia ormai compromessa ed allorché siano superati i valori soglia previsti dalle normative rispetto alla presenza di specifici inquinanti, preventivamente allo smaltimento di queste acque nei corpi idrici superficiali, si rende necessario il loro trattamento depurativo. I processi di depurazione possono essere di tipo fisico, chimico e microbiologico. La gran parte di questi processi sono mutuati dai trattamenti a cui vengono assoggettate le acque destinate all'uso potabile o quelle reflue degli stabilimenti industriali od agro-alimentari.

I costi usualmente elevati associati a questi trattamenti rendono le acque così depurate, in genere, poco idonee alla successiva utilizzazione in agricoltura; in particolare, una procedura come l'osmosi inversa, che consente l'allontanamento dei sali dal corpo idrico, viene oggi impiegata per la depurazione di acque prevalentemente destinate all'uso potabile. Potrebbe essere proponibile, almeno in via sperimentale, una desalinizzazione parziale di queste acque, ossia non così spinta come nel caso della potabilizzazione, ciò che consentirebbe di abbattere i costi ottenendo, al contempo, un'acqua di qualità sufficientemente idonea per l'impiego agricolo.

Un processo particolarmente idoneo al trattamento delle acque di drenaggio è rappresentato dalla fitodepurazione che può realizzarsi sia nell'ambito di lagunaggi artificiali, appositamente costruiti, o nel contesto di un'area umida naturale, a condizione che se ne verifichi attentamente la compatibilità ambientale. La fitodepurazione ha evidenziato particolare efficacia nel contenimento della concentrazione di metalli pesanti (dal suolo o dalle acque) o di elementi traccia che possono pericolosamente trasferirsi lungo la catena alimentare. L'azione filtro e l'effetto depurativo esercitato dalla vegetazione è in grado di proteggere, entro certi limiti, le biocenosi acquatiche e gli ecosistemi ripariali a valle del bacino.

5.4 Smaltimento controllato delle acque di drenaggio

Lo smaltimento è il destino comune a tutte le acque di drenaggio, siano esse sottoposte o meno ad una o più procedure fra quelle surriferi-

te. Anche nel caso della più efficiente riutilizzazione, infatti, si genererà sempre, per quanto piccolo esso possa essere, un volume residuo di acqua che occorrerà smaltire nel modo più appropriato.

Le possibilità di smaltimento dipendono dal combinato disposto rappresentato dalle caratteristiche qualitative delle acque, da un lato, e dalla disponibilità di opportuni siti di smaltimento in prossimità del punto di emissione, dall'altro. Con riferimento ai corpi idrici superficiali, lo smaltimento può avvenire entro fiumi e laghi, presso le foci o nel mare, direttamente od anche a seguito della realizzazione di un canale di connessione. Il rischio associato a questa procedura di smaltimento risiede nella possibilità di limitare le utilizzazioni idriche a valle del punto di immissione a causa dell'alterazione delle caratteristiche di qualità delle acque.

Una frequente soluzione è quella di impiegare dei bacini di evaporazione realizzati in aree geograficamente depresse, sufficientemente ampie da accogliere le acque che con una certa periodicità è necessario smaltire. Poiché si tratta di aree naturali non impermeabilizzate artificialmente è possibile che, oltre al processo di evaporazione delle acque e di concentrazione dei sali, abbia luogo una progressiva infiltrazione e percolazione delle acque saline nei suoli; per fenomeni di *seepage* queste acque possono essere trasferite in località adiacenti avviandone la salinizzazione. Un altro pericolo è rappresentato dall'impatto che tali aree umide potrebbero rappresentare nei confronti della fauna selvatica, in particolare gli uccelli. L'elevata concentrazione di elementi traccia può indurre il loro trasferimento lungo la catena alimentare e dare luogo al ben noto fenomeno del "bioaccumulo".

Un'ultima possibilità è quella che prevede lo smaltimento di queste acque entro pozzi "di iniezione" al fine di alimentare gli acquiferi sotterranei; anche in questo caso, oltre alla possibile contaminazione delle acque profonde, sussiste ancora il rischio di innescare il fenomeno di *seepage* o di determinare un innalzamento progressivo delle acque di falda.

Attente considerazioni di ordine economico, ambientale e tecnico dovrebbero consentire di adottare le soluzioni più opportune. La conoscenza delle caratteristiche idrologiche del bacino, dei caratteri geomorfologici del territorio, della criticità dei valori naturalistici presenti nel

distretto ed il complesso delle infrastrutture disponibili, deve consentire di elaborare una strategia complessiva che, come criterio generale, dovrebbe contemplare una pluralità di soluzioni il più possibile integrate fra loro.

6. Strategie di gestione integrata del rischio salino

Le problematiche connesse alla salinità dei suoli e delle acque possono interessare, a vario titolo, numerosi soggetti e coinvolgere una pluralità di istituzioni. Sebbene specifiche e del tutto particolari possano essere le richieste avanzate da ciascun portatore d'interessi (*stakeholder*), comune a tutti è l'esigenza di definire l'entità e l'estensione di questi processi di degrado, verificarne il grado di esposizione ed il rischio rispetto all'evoluzione del fenomeno, valutarne le conseguenze, in termini economici ed ambientali, porre in essere degli efficaci interventi di controllo e mitigazione.

Un ordine di problemi ed attività strettamente connesso all'elaborazione di adeguate strategie d'intervento riguarda, inoltre, la definizione del rischio e le modalità del suo contenimento entro limiti ritenuti accettabili.

6.1 I quattro ordini di scala

È dato individuare quattro distinti livelli di analisi, a scala progressivamente più ampia; meglio sarebbe dire quattro gruppi od entità di aggregazione d'interessi, coinvolti nel problema e deputati, secondo modalità diverse di coinvolgimento, a definirne le necessarie linee d'intervento. In ordine progressivo, distinguiamo:

- 1) l'azienda agraria;
- 2) il consorzio delle aziende locali;
- 3) il comprensorio che gestisce i servizi agricoli, in particolare il distretto irriguo;
- 4) gli enti politico-amministrativi territoriali, dall'ambito locale a quello nazionale.

Si vuole di seguito considerare la tipologia delle richieste o le particolari esigenze che possono essere espresse da ciascuno di queste entità, secondo uno schema metodologico diffuso dal Ministero Australiano delle Risorse Naturali (Spies e Woodgate, 2003).

1. L'azienda agraria. Gli imprenditori agricoli manifestano, evidentemente, un interesse diretto ed immediato, nella misura in cui la salinità

minaccia o pregiudica la produttività aziendale. Alcuni hanno una migliore qualificazione tecnica ed un maggiore bagaglio di conoscenze; altri possono risultare meno preparati e consapevoli rispetto alla problematica. Le domande che possono essere formulate dal conduttore od imprenditore agricolo potrebbero essere così espresse:

- il suolo della mia azienda evidenzia qualche sintomo di salinità?
- in caso affermativo, qual'è l'entità del fenomeno e come procederà nel tempo?
- le modalità tecnico-operative di gestione aziendale attualmente adottate contribuiscono ad accentuare il fenomeno?
- se sì, in che modo? qual'è il livello di danno che ne consegue?
- se no, qual'è può essere il livello di rischio futuro?
- quali sono le possibilità d'intervento? il danno è reversibile? quali le probabilità di successo? in quale arco di tempo?

A questo livello, l'analisi circa le cause che hanno originato il problema sono generalmente considerate d'importanza secondaria rispetto alla necessità d'individuare e definire delle misure d'intervento chiare, di diretta ed agevole applicabilità.

2. Il consorzio delle aziende locali. Tale consorzio, non istituzionalizzato, riunisce informalmente le aziende che sono fra loro vicine, in un definito contesto territoriale, e che condividono le medesime condizioni ambientali, lo stesso assetto idrologico e morfologico del paesaggio, spesso il medesimo indirizzo produttivo e l'organizzazione tecnico-gestionale dell'impresa; sono cioè aziende omogenee fra loro e rappresentative di una certa area dell'intero territorio o distretto. Le domande che possono essere formulate dai rappresentanti di questa entità sono abbastanza simili a quelle del gruppo precedente, sebbene vi sia un maggiore orientamento od apertura ad affrontare gli aspetti collettivi del problema; in particolare:

- quali sono le possibilità d'intervento che possono essere attivate a seguito di una cooperazione fra le aziende?
- esistono degli interventi che sebbene non particolarmente efficaci a livello di azienda singola possono risulterlo allorché adottati collettivamente?

- al contrario, è possibile individuare alcuni interventi di contenimento o mitigazione che sebbene risultino utili alla scala di campo ne accentuano però il rischio ad una scala più vasta?

Questa tipologia di domande risente di una progressiva crescita nella consapevolezza che il problema della salinità è un tipico problema collettivo, che investe ampie aree del territorio e che, in quanto tale, deve essere affrontato secondo un approccio d'insieme. In particolari circostanze, per esempio in funzione della geomorfologia del territorio o delle caratteristiche del sistema delle acque di falda, è dato osservare che il livello della salinità del suolo in un dato punto del comprensorio è la conseguenza di fenomeni, processi o pratiche agricole che avvengono ad una certa distanza o comunque in altre zone del comprensorio medesimo. Gli stessi interventi di correzione e recupero messi in atto in una certa area possono risultare controproducenti in qualche area limitrofa. Queste considerazioni evidenziano la necessità di elaborare delle strategie congiunte e di più ampio respiro territoriale.

3. *Il comprensorio o distretto irriguo.* È l'ambito territoriale ed il livello organizzativo più appropriato per affrontare il problema della salinità in modo tecnicamente efficace. Le strutture di consulenza e di supporto tecnico alle aziende possono svolgere un'importante funzione di tramite fra i settori che sviluppano le conoscenze tecnico-scientifiche e l'arcipelago delle imprese che le applicano, mettendo a punto procedure di verifica e calibrazione. A questo livello le domande formulate potrebbero essere:

- qual'è il grado o la severità generale del problema a livello dell'intero comprensorio?
- è possibile procedere ad una analisi generale del rischio, identificando e discriminando le zone a rischio più elevato rispetto alle altre, oppure differenti forme o manifestazioni del fenomeno a cui correlare diverse tipologie d'intervento od azioni di recupero?
- quale tipologia di interventi, territorialmente differenziati, possono essere avviati per ridurre il fenomeno e attenuare i danni conseguenti?
- esistono strategie differenziate ma complementari che possono essere messe in atto su scala territoriale (che vadano oltre gli inter-

venti promossi dalle singole aziende), in grado di svolgere un'azione atta a prevenire la salinità, rallentarne l'evoluzione, contenere e mitigarne gli effetti negativi, ridurre i danni, recuperare o correggere i suoli?

- esistono strategie sul piano degli investimenti pubblici, interventi strutturali, modifiche agli schemi idrici ed alle reti di drenaggio, miglioramenti o manutenzioni straordinarie, interventi di riqualificazione ambientale, rivegetazione, rinaturazione che, nella consapevolezza di un'azione condotta su di un sistema complesso ed integrato, possano salvaguardare l'assetto idrogeologico del bacino, l'integrità delle sue acque, il suo equilibrio ecologico e le attività produttive che in esso si svolgono?
- quale tipo di informazioni tecniche, conoscenze scientifiche ed indicazioni operative risultano ancora necessarie od andrebbero preferibilmente trasferite alle aziende? quali gli aspetti ancora incerti e gli elementi carenti nell'elaborazione di una strategia d'intervento?

4. *Enti amministrativi territoriali (Provincia, Regioni, Stato).* A questo livello di scala, il più elevato, occorre che il problema venga affrontato in termini di definizione dei criteri globali d'intervento, ciò che comprende la pianificazione generale del territorio, la pianificazione settoriale nel campo dell'assetto idrogeologico, della bonifica, degli usi del suolo e delle acque. Mentre il precedente è un livello con finalità eminentemente tecnico-gestionali, questo ha una prevalente funzione politica di indirizzo; alcune attività fra i due livelli possano risultare simili o contigue ed infatti implicano una collaborazione assai stretta fra pianificazione, progettazione e programmazione degli interventi.

Altri aspetti importanti sono: l'attività legislativa e la promulgazione di norme (per esempio finalizzate alla protezione delle acque o del suolo); lo stanziamento di investimenti e risorse ed il bando di opere di pubblica utilità; il varo di incentivi a carattere economico con forti ricadute positive in ambito territoriale; la promozione di studi ed attività di ricerca scientifica, ecc.

6.2 *Analisi del rischio*

L'analisi del rischio è un metodo di valutazione della pericolosità connessa ad un evento o ad un processo in grado di apportare dei danni, sia-

Tabella 6.1. Analisi del rischio: esempio classificazione degli impatti connessi all'impiego di acque irrigue salmastre.
Table 6.1. Risk analysis: classification of the impacts related to the use of brackish waters for irrigation.

LIVELLO	VALORI SOGLIA ECw (dS m ⁻¹)	GIUDIZIO DI QUALITÀ	GRAVITÀ DEI DANNI – IDONEITÀ PER LE PIANTE
1	< 0.65	Salinità Molto Bassa	Danni Insignificanti – colture sensibili
2	0.65-1.3	Salinità Bassa	D. Minimi – colture moderat. sensibili
3	1.3-2.9	Salinità Moderata	D. Moderati – colture moderat. toller.
4	2.9-5.2	Salinità Elevata	D. Elevati – colture tolleranti
5	5.2-8.1	Salinità Molto Elevata	D. Molto Elevati – colture molto toller.
6	> 8.1	Salinità Estrema	D. Rovinosi – nessuna coltura

no essi economici, ambientali od entrambi. Il pericolo (*hazard*) esprime una condizione o circostanza da cui può potenzialmente derivare un danno; questo danno risulterà concreto ed effettivo solo nel caso venga innescato il processo o si attui l'evento a cui il pericolo è connesso. Il danno che ne consegue può manifestare una diversa severità, ciò che consente di definire l'impatto (*impact*) potenzialmente associato ad una condizione di pericolo (tabella 6.1). Pertanto, la valutazione d'impatto (o, come si suole anche dire, d'incidenza), si pone l'obiettivo di verificare gli effetti e le ricadute negative causate dal processo nocivo considerato; a seconda del fenomeno preso in considerazione, il danno può essere stimato in modi differenti; quasi sempre si cerca di tradurlo in termini economici per renderlo facilmente comprensibile. Con riferimento alla salinità, ad esempio, è possibile valutare le riduzioni di produttività agricola che possono conseguire, oppure le perdite quantitative nella disponibilità della risorsa idrica in conseguenza del degrado qualitativo patito, l'estensione delle terre compromesse nella loro produttività agricola o biodiversità ecologica od ancora i costi connessi alla correzione od al recupero dei suoli salinizzati, ecc. La gravità del pericolo (commisurata all'entità del danno che ne può scaturire) può essere valutata tramite degli indicatori di stato oltre che di pressione. Nel caso della salinità è abbastanza evidente che i valori a cui pervengono la conducibilità elettrica, il SAR o l'ESP siano criteri essenziali di valutazione. Ogni classificazione di idoneità delle acque o dei suoli indica dei limiti di riferimento in grado di orientare le scelte ed i criteri di utilizzazione.

Il rischio connesso ad un particolare fenomeno non solo è direttamente correlato all'entità del danno che ne può derivare ma è tanto più elevato quanto maggiore è la probabilità che

il fenomeno, da essere solo temuto, si verifichi effettivamente. La probabilità dell'evento (*likelihood*), dunque, è un ulteriore aspetto di fondamentale importanza da considerare nell'analisi del rischio (tabella 6.2). L'analisi di probabilità può essere affrontata in termini statistici venendo espressa come percentuale di occorrenza del fenomeno o dell'evento nocivo entro un certo lasso di tempo; per es. la probabilità di un evento è del 90% entro 10 anni. Combinando la gravità del pericolo con la probabilità della sua evenienza si ottiene il livello complessivo del rischio (tabella 6.3), da cui derivare un giudizio sintetico e complessivo del grado di rischio (tabella 6.4). Ad esempio, la probabilità che la concentrazione salina nel suolo pervenga ad un valore superiore ad 8 dS m⁻¹ è del 90% entro i prossimi 10 anni. Possiamo quindi scrivere:

$$\text{RISK} = \text{HAZARD} \times \text{LIKELIHOOD}$$

Considerando che il rischio associato ad una data condizione di pericolo non può essere del tutto avulso dal contesto in cui tale valutazione è eseguita, la gravità del pericolo (*hazard*) può essere scissa in due distinte componenti: l'una intrinsecamente associata alla natura del pericolo in esame, l'altra relativa al complesso delle condizioni o circostanze riguardanti il conte-

Tabella 6.2. Analisi del rischio: esempio di classificazione delle probabilità di evenienza.

Table 6.2. Risk analysis: probability classification.

Livello (%)	Probabilità	Giudizio
1	< 10	Evento Altamente Improbabile
2	10-30	Evento Improbabile
3	30-70	Evento Possibile
4	70-90	Evento Probabile
5	> 90	Evento Altamente Probabile

Tabella 6.3. Matrice di rischio ottenuta incrociando le due tabelle precedenti (Tabella 6.1 e 6.2); il punteggio corrispondente ad ogni combinazione è dato dalla somma dei due distinti livelli di classificazione.

Table 6.3. Risk matrix obtained by crossing the two preceding tables (Table 6.1 and 6.2); the score of every combination is given by the sum of the two classification levels.

SALINITÀ	PROBABILITÀ				
	Altamente Improbabile	Improbabile	Possibile	Probabile	Altamente Probabile
	1	2	3	4	5
1. Molto Bassa	L - (2)	L - (3)	M - (4)	M - (5)	S - (6)
2. Bassa	L - (3)	M - (4)	M - (5)	S - (6)	S - (7)
3. Moderata	M - (4)	M - (5)	S - (6)	S - (7)	S - (8)
4. Elevata	M - (5)	S - (6)	S - (7)	S - (8)	H - (9)
5. Molto Elevata	S - (6)	S - (7)	S - (8)	H - (9)	H - (10)
6. Estrema	S - (7)	S - (8)	H - (9)	H - (10)	H - (11)

sto; queste condizioni, infatti, possono aumentare o diminuire la suscettibilità del sistema o la sua esposizione al pericolo. Si definisce questo secondo aspetto come vulnerabilità (*vulnerability*). Nel caso della salinità, ad esempio, è abbastanza evidente che, a parità di pressione (o gravità del pericolo), una coltura tollerante alla salinità sarà meno vulnerabile rispetto ad una specie non tollerante ed ancora, andamenti meteorologici contraddistinti da prolungate siccità espongono l'ambiente ad un rischio più acuto di salinità rispetto ad un decorso meteorologico regolare.

6.3 Gestione del rischio

È la procedura che consente di identificare ed analizzare i rischi programmando gli interventi preventivi ritenuti necessari e predisponendo le contromisure utili alla mitigazione dei danni. In modo schematico è possibile individuare una successione di stadi in cui si articola tale metodologia (figura 6.1):

Tabella 6.4. Legenda relativa alla matrice di rischio.

Table 6.4. Legend related to the risk matrix.

Classe	Punteggio	Giudizio di rischio ed interventi di gestione
H	≥ 9	Rischio elevato: si richiedono azioni immediate e considerevoli
S	6-8	Rischio significativo: è richiesto un elevato livello di attenzione
M	4-5	Rischio moderato: occorre adottare misure preventive
L	≤ 4	Rischio contenuto: è possibile adottare la gestione normale

1. *Definizione del contesto.* Esame delle peculiarità fisico-ambientali, produttive, organizzative, economico-sociali ed infrastrutturali del territorio di riferimento nell'ambito del quale verrà analizzato il fenomeno nocivo (nel nostro caso, il processo di salinizzazione).
2. *Identificazione delle risorse e dei beni da salvaguardare.* Esame delle risorse minacciate, della loro qualità, della loro funzione. Identificazione dei beni prioritari. Con riferimento ai problemi di salinità, le risorse maggiormente minacciate sono l'acqua ed il suolo, la loro funzione produttiva nel contesto agricolo, la loro funzione ecologica nel contesto ambientale.
3. *Identificazione del rischio.* Comprensione del fenomeno, del suo manifestarsi, degli effetti che ne possono derivare, della sua distribuzione territoriale, dei rischi ad esso connessi.
4. *Analisi del rischio.* Classificazione ed ordinamento dei rischi in base al loro grado d'impatto ed alla probabilità della loro occorrenza (secondo quanto indicato al par. 6.2).
5. *Individuazione degli strumenti di controllo.* Analisi delle diverse opzioni (alternative fra loro o complementari) che consentano il controllo del rischio; elaborazione di strategie d'intervento e di un piano di controllo; verifica e valutazione continua dell'efficacia degli strumenti predisposti.
6. *Implementazione delle misure di controllo.* Numerosi sono gli strumenti di intervento che possono essere predisposti; essi rispondono a finalità diverse, qui schematicamente indicate: a) prevenire gli impatti potenziali; b) ritardare o rallentare la manifestazione degli

impatti; c) limitare l'incidenza o l'estensione degli impatti; d) aumentare il grado di resistenza agli impatti; e) predisporre misure che agevolino l'adattamento agli impatti; altri ancora potrebbero essere individuati.

7. *Attività di Consultazione e Comunicazione.* Nel corso dell'intera procedura occorre stabilire una forte intesa con uno *staff* di specialisti ed esperti e, allo stesso tempo, coinvolgere attivamente gli stakeholders (opportunitamente identificati) nel gruppo di lavoro; attività d'informazione e di sensibilizzazione pubblica.

8. *Attività di Monitoraggio e Resoconto.* Aggiornamento continuo dei rischi ritenuti prioritari rispetto all'efficacia delle misure messe in atto; monitoraggio dei processi e dei fenomeni connessi al rischio; valutazione dei risultati conseguiti a seguito delle attività di controllo; circolazione e diffusione dei rapporti di lavoro e delle pubblicazioni.

Queste due ultime attività (come evidenziato nella figura 6.1) sono trasversali e non in sequenza rispetto alle altre.

6.4 La dimensione spaziale della salinità

Pur impiegando sofisticate procedure di misurazione strumentale, raffinate tecniche di analisi dei dati e di spazializzazione cartografica, il rischio di salinità non può essere determinato senza considerare il complesso di fattori e/o fenomeni in grado di influenzarne l'entità nel contesto di un definito sistema di paesaggio a cui l'analisi è territorialmente riferita. L'ampiezza e la gravità dei possibili fenomeni di degrado indotti dalla salinizzazione dei suoli e delle acque nei territori irrigui dipendono da un ampio spettro di fattori, fra loro interagenti; volendone fornire un'elencazione indicativa, i fattori più rilevanti potrebbero essere:

- la qualità dell'acqua impiegata a fini irrigui (ECw, SAR, ecc.);
- le caratteristiche del suolo (permeabilità, CSC, ESP, sost. org., granulometria, ecc.);
- il grado di tolleranza o suscettibilità delle colture praticate nel comprensorio e la tipologia degli ordinamenti colturali adottati nel distretto;
- i caratteri salienti del clima, con particolare riguardo al regime delle precipitazioni ed alla richiesta evapotraspirativa;
- le tecniche irrigue adottate nel comprensorio

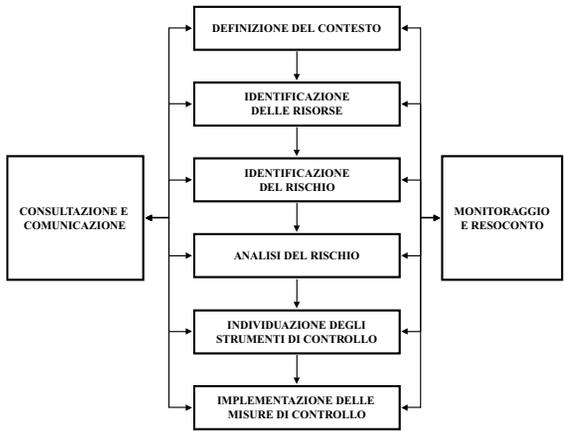


Figura 6.1. Sequenza delle fasi in cui si articola il processo di gestione del rischio (elaborato da Spies e Woodgate, 2003).

Figure 6.1. Phases that make up the risk management plan (adapted from Spies and Woodgate, 2003).

rio e, più in generale, le modalità d'uso dell'acqua;

- i caratteri idrologici del territorio, con particolare riguardo alle falde idriche sotterranee (profondità, dinamica, qualità delle acque, tasso di ricarica) e ad eventuali fenomeni di *seepage* (flussi idrici ipodermici a scala di paesaggio);
- l'assetto geomorfologico del territorio.

Fra i fattori di estrema influenza in grado d'incidere drasticamente sulla variabilità dei dati strumentalmente acquisiti, è necessario in primo luogo indicare le differenti tipologie dei suoli che caratterizzano l'area di studio. Contenuto e natura delle argille, costituzione mineralogica, capacità di saturazione idrica, natura dei sali presenti, attività di scambio a livello coilloidale, sono tutte caratteristiche dei suoli che possono manifestare una notevole variabilità spaziale (in senso orizzontale ed anche verticale).

Un'altra fondamentale influenza è esercitata dall'acqua, sia quella che permea lo strato più superficiale del suolo, interessato alla presenza delle radici delle piante, così come quella profonda, delle falde sotterranee. Non è infatti possibile definire il rischio di salinità senza un'accurata comprensione dei flussi idrici sotterranei dai quali dipende la mobilità ed il trasferimento dei sali presenti nei suoli.

Le tecniche oggi proposte per procedere spedatamente ad una "mappatura" della salinità (quali il telerilevamento da satellite od aereo

oppure strumentazioni “da terra” basate sui principi elettromagnetici o di resistività) di fatto non misurano direttamente la salinità del suolo quanto piuttosto delle proprietà ad essa correlate (come la riflettanza in corrispondenza di particolari lunghezze d’onda, le radiazioni gamma o la conducibilità elettrica apparente, ecc.) attraverso le quali inferire il dato di concentrazione salina (*par.* 7). Nella maggior parte dei casi, la risposta di questi strumenti è influenzata dal contenuto in acqua del suolo nello stesso grado od ordine di grandezza con cui è influenzata dalla presenza dei sali. Infatti, le stesse strumentazioni impiegate per la “mappatura” della salinità sono utilmente adoperate anche per determinare l’estensione delle falde idriche o le variazioni dell’umidità del suolo. Nel contesto della gestione e dell’analisi del rischio salino, però, è spesso altrettanto importante, a volte anche più importante, valutare accuratamente la dislocazione spaziale delle falde, la loro profondità, i flussi idrici che da essa sono originati, la tipologia dei suoli, il loro regime di umidità presso la superficie, piuttosto che strettamente e rigidamente il contenuto in sali dei suoli. I sali, infatti, potrebbero anche non essere un problema per l’agricoltura o per l’ambiente nel caso in cui essi si mantenessero negli strati profondi del suolo e non venissero mobilizzati dall’acqua. Così, ad esempio, potrebbe risultare più importante riuscire ad identificare un’area soggetta a ristagno idrico (per es. a causa di una falda superficiale) piuttosto che valutare, in quella stessa area, un livello di salinità del suolo ancora relativamente contenuto (ma foriero di peggioramenti assai rapidi proprio in seguito a ristagno). La prima informazione, infatti, a differenza della seconda, consentirebbe di elevare il livello di guardia nei confronti della salinità assumendo un rischio molto elevato di salinizzazione.

Vale, evidentemente, il principio (assai generale) che la prevenzione di un fenomeno di degrado sia assai migliore rispetto alla cura, rappresentata, in questo caso, dal recupero del suolo una volta che il danno conseguente al degrado si sia già manifestato.

Occorre assumere, quindi, che la caratterizzazione idro-geologica del territorio in esame sia una componente imprescindibile della valutazione del rischio di salinità.

Oltre a quelli citati, molti altri ancora possono essere i fattori in grado di esercitare no-

tevole rilevanza alla scala di paesaggio e la schematica rassegna appena presentata non intende essere esaustiva.

7. Il monitoraggio della salinità

La rilevazione ad ampio raggio di un numero sufficientemente elevato di valori ambientali connessi a specifici processi degradativi (indicatori di rischio e di vulnerabilità) consente di informare costantemente circa il grado di compromissione dell’ambiente e rende possibile intervenire con una gestione prudente ed oculata delle risorse idriche e del suolo, prima che i processi di degrado delle risorse idriche e di salinizzazione secondaria dei suoli divengano irreversibili (Losavio et al., 1997).

Rilevanza assume, pertanto, l’attività di monitoraggio ambientale connessa ai processi di salinizzazione delle acque di falda, delle acque superficiali e dei suoli, in modo da poter intervenire a protezione e recupero della risorsa con precisa cognizione delle cause e degli effetti, evitando generalizzazioni semplicistiche ed intervenendo sul fenomeno nel suo specifico contesto territoriale.

7.1 Problematiche relative alla determinazione della salinità

Ragionando in termini ideali, sarebbe auspicabile poter conoscere la concentrazione di ogni singola specie chimica (soluto) presente nella soluzione circolante tellurica, con riferimento al particolare e specifico contenuto idrico del suolo riscontrabile al momento della misurazione, nonché riuscire ad acquisire queste informazioni in tempo reale, tramite rapide, teoricamente immediate misure realizzate direttamente in campo, in alcuni suoi punti selezionati e rappresentativi o attraverso una mappatura integrale del suolo utilizzando speciali apparecchiature mobili (Rhoades et al., 1999a).

Gli aspetti critici relativi alla misura della salinità per fini di monitoraggio territoriale sono quindi essenzialmente riferibili a tre differenti aspetti:

- 1) identificare la natura ionica di ogni soluto presente nella soluzione circolante del suolo o per lo meno di quelli presenti in concentrazione maggiore, al fine di meglio valutare l’origine e le cause della salinità (eziologia),

la sua specifica tipologia (diagnosi), le evoluzioni probabili (prognosi) nonché le eventuali possibilità di recupero (terapia); questa esigenza implica l'esecuzione di saggi chimico-analitici che possono essere realizzati solo in un laboratorio specializzato a seguito di prelievo di campioni di terreno. Tali procedure sono evidentemente incompatibili con l'esigenza di adottare procedure rapide e poco complesse (si veda il successivo punto 2) per cui, il più delle volte (a meno che non vi siano particolari indizi di fitotossicità) ci si limita alla determinazione della conducibilità elettrica ed eventualmente del SAR delle acque di estrazione del suolo; più raramente si esegue la determinazione dell'ESP, analiticamente più complessa;

- 2) adottare procedure celeri e *routinarie*, di facile applicazione, da svolgersi di preferenza direttamente in campo (misure *in situ*), senza un successivo passaggio in laboratorio, evitando la necessità di eseguire veri e propri campionamenti di suolo e basandosi il più possibile su rapidi "saggi" puntuali più o meno frequenti; ciò consentirebbe di aumentare la tempestività dell'indagine, di ridurre i costi di analisi e di consentire, a parità di budget, un aumento considerevole del numero dei siti di valutazione, rispettivamente infittendo la maglia d'indagine od ampliando l'area complessiva sottoposta ad esame od ancora median-do fra le due alternative;
- 3) eseguire le misure in ogni condizione di umidità del suolo ed indipendentemente dalle specifiche caratteristiche granulometriche e strutturali del suolo medesimo. In particolare, la salinità di cui le piante hanno effettiva esperienza è quella relativa alla cosiddetta "pore water" (più specificamente la salinità dell'acqua confinata nei pori del suolo che per le loro dimensioni possono contribuire all'alimentazione idrica vegetale); la concentrazione dei sali varia quindi continuamente in funzione dell'andamento dell'umidità del suolo, a sua volta influenzato dall'assorbimento idrico operato dagli apparati radicali. Ai fini di un monitoraggio, però, ciò che conta conoscere è il complessivo e netto accumulo dei sali nel suolo e non la loro concentrazione; tale dato, quindi, non deve essere influenzato dall'umidità del suolo. Nella realtà, almeno fino ad oggi, non sono

disponibili metodi ed apparecchiature in grado di soddisfare contemporaneamente tutte le tre condizioni prima indicate; pertanto, in relazione alle diverse esigenze e finalità dell'analisi, sarà possibile soddisfare in modo più o meno apprezzabile solo alcune di esse, rinunciando, di conseguenza, al pieno soddisfacimento delle altre.

Una celere determinazione *in situ* del contenuto totale in sali tramite l'impiego di appropriati sensori basati su segnali elettrici o, alternativamente, elettromagnetici risulta particolarmente utile ai fini della diagnosi e del monitoraggio della salinità dei suoli come pure della gestione ottimale della tecnica irrigua. Metodi di determinazione sufficientemente affidabili consentono, nella maggior parte dei casi, di superare alla necessità di operare dei campionamenti in campo evitando le susseguenti analisi di laboratorio. In ogni caso, allorché sia anche richiesta la conoscenza del livello di concentrazione di particolari soluti (come nel caso in cui la concentrazione del sodio o di altri ioni specifici – quali boro, cloro, ecc. – rischia di pervenire a livelli di tossicità per la coltura), campionamenti di suolo o delle acque si rendono assolutamente necessari ai fini di una più dettagliata verifica analitica. Ovviamente, questi ultimi metodi richiedono molto più tempo per il loro espletamento necessitando una procedura che assorbe più lavoro rispetto ai rapidi metodi di campo. Un'opportuna combinazione di procedure di campo e di laboratorio potrebbe consentire di acquisire il complesso delle informazioni ritenute necessarie con il minimo sforzo in termini di tempo e di lavoro, particolarmente allorché si ritenga utile procedere ad un monitoraggio frequente delle condizioni di salinità del suolo o l'area da sottoporre a controllo sia particolarmente estesa.

7.2 Ispezione visiva della superficie del suolo

L'ispezione visiva comprende l'identificazione e l'osservazione minuziosa di aree più o meno circoscritte in cui è dato osservare un'elevata concentrazione salina direttamente alla superficie del suolo manifestando i suoi effetti sul terreno e/o sulla vegetazione che ivi si accresce. Il terreno può evidenziare sulla sua superficie particolari efflorescenze e cristallizzazioni saline la cui conformazione e colorazione possono rivelare informazioni aggiuntive circa l'origine e la

natura dei sali presenti, consentendo una prima rapida diagnosi del fenomeno.

Allo stesso modo la presenza di una particolare vegetazione alofita evidenzia il netto prevalere di condizioni di salinità di grado ed intensità variabile in funzione della particolare resistenza manifestata dalla specie vegetale rintracciata. Di conseguenza, il tipo di vegetazione che spontaneamente si diffonde sul terreno costituisce spesso una chiara indicazione del livello di salinità che caratterizza il suolo medesimo. L'analisi della vegetazione, d'altro canto, pur essendo una tecnica d'indagine estremamente utile, non può essere considerata di per sé esauritiva e, il più delle volte, deve essere opportunamente affiancata da indagini complementari (raccolta di campioni vegetali e del suolo). Il sopralluogo e l'ispezione dei campi e delle aree oggetto di valutazione del rischio salino costituiscono un'operazione preliminare comunque imprescindibile per ogni valutazione più specifica o di dettaglio che si avvalga di attrezzature o strumentazioni analitiche.

Allorché condotta su scala territoriale, e non semplicemente aziendale, occorre massimizzare l'efficienza delle procedure d'ispezione (spesso lunghe, laboriose e costose) adottando precisi e razionali criteri d'indagine, quindi pianificando opportunamente gli interventi di campionamento delle zone d'indagine perché sia rispettato il criterio di rappresentatività e sia quindi apprezzata l'intera variabilità del fenomeno. Queste procedure d'ispezione, perché siano convenientemente eseguite, necessitano, inoltre, di personale particolarmente preparato ed operatori di notevole esperienza; al fine di agevolare tali procedure, occorrerebbe disporre di opportune guide e manuali (molto ricchi di illustrazioni) ed apposite schede di rilevazione (ampiamente descrittive) in grado di fornire specifiche e dettagliate indicazioni sugli aspetti ed i caratteri più rilevanti che andrebbero opportunamente annotati. Con riferimento al continente australiano pubblicazioni utili in tal senso sono quelle di Matters e Bozon (1989) e di Bui e Henderson (2003).

7.3 Rassegna dei metodi di determinazione della salinità

Sfruttando la netta e sufficientemente precisa correlazione che sussiste fra la quantità complessiva di sali disciolti nella soluzione circolan-

te del suolo e la conducibilità elettrica (EC) della soluzione medesima è possibile esprimere quantitativamente la salinità di un terreno (in $dS\ m^{-1}$ a $25^\circ\ C$).

Il modo più frequente ed efficace impiegato per valutare il quantitativo di sali solubili in un suolo è quello di determinarne la conducibilità del suo estratto di pasta satura (EC_e), metodo elaborato fin dagli anni '50 dal U.S. Salinity Laboratory dell'USDA (Richards, 1954). Questo metodo è oggi considerato, a livello internazionale, il metodo standard di riferimento rispetto al quale operare ogni possibile confronto o valutazione comparativa.

Metodi alternativi al precedente, sebbene prevedano comunque l'esecuzione dell'analisi in laboratorio, sono resi più speditivi e di più facile esecuzione; anch'essi si basano sul principio della conducibilità elettrica ma sostituiscono all'estratto di pasta satura altre tipologie di estratti acquosi del suolo, adottando definiti rapporti di diluizione suolo:acqua; frequente, a tal riguardo, è la valutazione della conducibilità in base ad estratti acquosi ottenuti dai rapporti 1:1, 1:2 od 1:5, rispettivamente indicati come EC_1 , EC_2 od EC_5 .

Al fine di evitare la procedura di estrazione della soluzione acquosa del suolo, di solito eseguita tramite l'ausilio di una pompa a vuoto, è possibile procedere alla determinazione della conducibilità elettrica direttamente sulla pasta del terreno (EC_p), quest'ultima ottenuta dalla semplice miscelazione di un'aliquota del campione di suolo, opportunamente seccato all'aria e pesato, con un quantitativo di acqua distillata secondo i rapporti precedentemente definiti. Queste varianti del metodo conduttimetrico si prestano anche ad una esecuzione della procedura direttamente in campo, senza che si abbia la necessità di trasferire il campione di terreno in laboratorio; a tal fine è possibile impiegare maneggevoli conduttimetri "da campo" (ossia del tipo portatile) dei quali è dato riscontrare attualmente in commercio una vasta gamma di versioni.

La salinità del suolo, meglio sarebbe riferirsi alla salinità della soluzione circolante del suolo (EC_w), può essere determinata anche direttamente *in situ* tramite l'impiego di particolari e specifici congegni tecnici. Una prima possibilità consiste nel prelevare la soluzione tellurica (*pore water*) tramite l'ausilio di particolari

estrattori i quali sono opportunamente azionati da una pompa a vuoto in grado di eseguire il prelievo di un'aliquota sufficiente della soluzione medesima al fine di determinarne la conducibilità elettrica.

Per semplificare il più possibile tale procedura ed automatizzarne al massimo l'esecuzione, il dato di conducibilità può essere direttamente acquisito da particolari sensori che vengono collocati nel suolo, alla debita profondità, impiegando all'uopo una capsula porosa in grado di aderire al terreno mediante un meccanismo di tipo elastico. Lo stabilirsi di condizioni di equilibrio idrico fra suolo e capsula porosa (in corrispondenza di valori di potenziale non eccessivamente negativi) consente che il sensore installato all'interno della capsula venga a contatto con la soluzione circolante del suolo e ne misuri la conducibilità. Tali apparecchiature sono indicate come *imbibition-type-sensors* od anche *porous-matrix salinity sensor*.

L'aspetto controproducente di questa tipologia di misura risiede nel prolungato "lag-time" necessario a che si realizzino condizioni di equilibrio fra potenziale idrico del suolo e quello della capsula porosa a causa dei lenti processi di diffusione degli ioni dall'esterno all'interno della capsula; ciò riduce notevolmente la prontezza dello strumento ma non la sua sensibilità. Un'altra limitazione potrebbe essere rappresentata dal significato fortemente puntuale della misura, in grado di essere influenzata da forti gradienti locali non necessariamente rappresentativi dell'intero volume di suolo.

Un'ulteriore evoluzione dei metodi di misura della salinità consiste nella determinazione della resistività elettrica del suolo (successivamente convertita in conducibilità) lasciando che il terreno permanga indisturbato. Non risulta quindi più necessario né il prelievo di campioni tanto meno l'inserimento di specifiche sonde o sensori. Il terreno preserva inalterata la sua originaria strutturazione mediante l'impiego di attrezzature di superficie le quali possono necessitare o meno il contatto diretto col suolo.

Infatti, la conducibilità elettrica totale del suolo, con espressione anglosassone indicata come *bulk soil electrical conductivity* (o anche *apparent soil electrical conductivity, ECa*), può essere determinata in campo impiegando sonde di tipo elettrico, ossia degli elettrodi posti direttamente a contatto del suolo ed opportunamente

sagomati a mo' di piccolo coltro. In alternativa, possono essere impiegati anche strumenti basati sul principio dell'induzione elettromagnetica (*EMI*) che non necessitano il contatto diretto con il terreno e che consentono di risalire, indirettamente, al valore di *ECa* del suolo.

Queste ultime due tipologie di sensori sono economicamente più dispendiose rispetto a quelle che vengono adottate per eseguire la semplice determinazione della conducibilità elettrica di campioni acquosi estratti dal suolo; occorre però considerare che il loro impiego può essere particolarmente vantaggioso, anche dal punto di vista economico, se si dovessero rendere necessarie numerose determinazioni nel tempo e nello spazio ed in considerazione della estrema facilità e rapidità con cui è possibile acquisire un numero relativamente elevato di misure spazialmente distribuite in un definito territorio ai fini dell'elaborazione di carte tematiche, carte di rischio, ecc.

Tali tipologie di acquisizione ed analisi dei dati di salinità del suolo sono particolarmente idonee per essere impiegate tramite l'ausilio di una specifica vettura o di una trattoria agricola in grado di montare l'attrezzatura sensoristica; procedendo a velocità moderata (intorno ai 15-20 km h⁻¹) ed impiegando un GPS (sistema satellitare di posizionamento geografico) si rende possibile la georeferenziazione dei dati di salinità progressivamente acquisiti dai sensori; un software espressamente dedicato alla spazializzazione di dati geografici può poi consentire la realizzazione di carte o mappe di salinità, eventualmente incrociando tali informazioni con altri tematismi (per esempio le mappe di resa) al fine di interpretare al meglio le caratteristiche del terreno e le esigenze specifiche delle coltivazioni che in esso si accrescono.

A partire da una valutazione della *ECa*, nonostante essa non rappresenti una valutazione diretta del grado di salinità della soluzione circolante del suolo, è comunque sempre possibile dedurre la salinità così come convenzionalmente espressa in termini di *ECe* o di *ECw* attraverso particolari procedure di conversione basate o su relazioni statistico-empiriche o su più precisi presupposti fisico-deterministici.

Al fine di completare in modo esaustivo la rassegna delle metodiche dedicate alla determinazione della salinità, occorre citare la possibilità d'impiego di tecniche "remote sensing" sia

da velivolo (aereo od elicottero) che da satelliti. Sebbene ancora relativamente rare siano le esperienze in proposito, esse si affidano ad interpretazioni di immagini radar oppure immagini multi od iper-spettrali rispetto alle quali è stata riscontrata una significativa correlazione col grado di salinità registrato a terra.

I metodi di misura più appropriati e, di conseguenza, le specifiche strumentazioni che si ritiene utile impiegare, dipendono quindi dalle particolari finalità dello studio che ci si propone di condurre, dall'estensione dell'area oggetto d'osservazione e monitoraggio, dal numero e dalla frequenza delle misurazioni che si ha in animo di operare, dall'accuratezza ritenuta necessaria nelle determinazioni nonché dalla disponibilità di mezzi e materiali.

La tabella 7.1 riassume schematicamente il complesso delle metodologie strumentali riferite in questo paragrafo, alcune delle quali (quelle ritenute più attuali) saranno oggetto di ulteriore commento.

7.4 La conducibilità elettrica apparente del suolo

La metodologia di misura della salinità basata sulla determinazione della conducibilità apparente del suolo è il primo metodo efficace per una rapida, omogenea e complessiva valutazione della salinità alla scala di campo e si propone, quindi, come uno dei metodi più utili nelle applicazioni connesse alla realizzazione di "mappe" parcellari al fine di applicare i metodi dell'agricoltura di precisione. Tali vantaggi sono essenzialmente attribuibili al volume di suolo sufficientemente ampio che viene "esplorato" dallo strumento nel corso della misurazione, condizione che risolve o riduce drasticamente l'influenza esercitata dalla spesso notevole eterogeneità osservata a scala puntuale (o scala locale ristretta). In ogni caso, a differenza degli strumenti che non prevedono un contatto diretto con il terreno, il metodo basato sulla determinazione della resistività elettrica è comunque "invasivo" e richiede che gli elettrodi di cui si compone lo strumento di misura (generalmente quattro) siano ben infissi nel suolo ed in intimo contatto con esso; di conseguenza, tale tecnica di misura fornisce risultati meno attendibili allorché le rilevazioni vengano eseguite su terreno molto secco o ricco di scheletro; ciò costituisce un ulteriore svantaggio rispetto alle

Tabella 7.1. Rassegna dei metodi per la misura della salinità del suolo.

Table 7.1. Review of the measurement methods of soil salinity.

METODO DI MISURA	SIGLA*
• Conducibilità elettrica dell'estratto di pasta saturo	EC _e
• Conducibilità elettrica dell'estratto acquoso da rapporti di diluizione	EC ₁ ,
• 1:1, 1:2 o 1:5 rispetto al suolo	EC ₂ ,
• Conducibilità elettrica della pasta saturo del suolo	EC ₅
• Conducibilità elettrica della pasta del suolo per rapporti di dil. 1:2 o 1:5	EC _p
• Conducibilità elettrica della "pore water" mediante l'impiego di estrattori della soluzione circolante o sensori "in situ" (imbibition-type-sensors)	EC _w
• Conducibilità elettrica (apparente) del suolo (bulk soil conductivity)	EC _a
• Induzione ElettroMagnetica (EMI)	~ EC _a
• Foto-Interpretazione aerea (API)	~ EC _a
• Interpretazione aerea o satellitare multi- od iper- spettrale	~ EC _a
• Spettrometria aerea o satellitare radar o con raggi gamma	~ EC _a

* il simbolo "~" indica l'approssimazione del metodo alla valutazione del parametro indicato

tecniche non invasive basate sul principio dell'elettromagnetismo (EM).

La conducibilità elettrica apparente di un suolo (*ECa*), allorché esso sia sufficientemente umido, è dovuta in primo luogo ai sali che sono disciolti nella soluzione circolante che occupa, in particolar modo, il sistema di porosità del terreno avente maggiori dimensioni (macroporosità). Ne consegue che le misure complessive di conducibilità del suolo (*bulk soil conductivity*) sono strettamente correlate al valore della sua salinità, intesa come *ECw* (Rhoades et al., 1999b). In ogni caso, non è possibile trascurare quella componente della conducibilità totale del suolo attribuibile anche alla sua fase solida e che risente, in modo particolare, dei fenomeni di scambio cationico che hanno luogo con la fase liquida a ridosso delle superfici delle particelle colloidali, siano esse di natura argillosa od organica (Rhoades et al., 1999b). È però possibile identificare un terzo ed ultimo percorso del flusso elettrico all'interno del suolo; esso è quello che si viene a creare a seguito del contatto diretto (non mediato cioè dall'acqua) che si stabilisce fra le particelle e gli aggregati

del suolo. Secondo un modello ormai invalso, raffigurato schematicamente in figura 7.1, si riconoscono quindi tre distinti percorsi del flusso di elettricità a cui corrispondono tre distinti valori di resistenza o conducibilità elettrica che, nel loro insieme, contribuiscono a determinare la conducibilità totale del suolo. I tre percorsi appena delineati agiscono in parallelo fra loro nel determinare la risultante conducibilità totale del suolo (“bulk soil conductivity”).

Poiché la componente minerale del suolo si comporta per lo più come un isolante, ne consegue che la sua conducibilità elettrica, allorché esso sia sufficientemente umido, è dovuta essenzialmente agli elettroliti disciolti nella soluzione che circola nei pori di maggior diametro. Il contributo della fase solida alla conducibilità elettrica dei suoli umidi è innanzitutto dovuta all’attività elettrica dei cationi di scambio associati ai minerali argillosi. Essa è generalmente più ridotta rispetto a quella della fase liquida in quanto gli elettroliti associati alla matrice sono meno numerosi e mobili di quelli presenti in soluzione; nel modello appena presentato, si assume che l’entità di questi fenomeni superficiali sia indipendente dalla quantità dei sali disciolti in soluzione ed essenzialmente costante per ogni data tipologia di suolo (Rhoades et al., 1976; Shainberg et al., 1980; Bottraud e Rhoades, 1985).

La rilevanza relativa dei flussi elettrici che si realizzano lungo questi tre diversi percorsi precedentemente delineati, la cui risultante determina la conducibilità totale del suolo, dipende dal contenuto volumetrico in acqua del suolo e dalla concentrazione dei sali in soluzione. I valori di *ECa* sono pertanto influenzati da una pluralità di fattori, tutti inerenti le caratteristiche chimico-fisiche del suolo, fra i quali si citano, di seguito, quelli più rilevanti:

- a) la *salinità del suolo* (intesa come *ECe*); la presenza di elettroliti aumenta la capacità di un suolo di trasferire un flusso di corrente elettrica; di questa proprietà si è già largamente detto in numerose occasioni;
- b) la *porosità del suolo*: più ampia ed estesa è la porosità del suolo (in condizioni di suolo adeguatamente permeato dall’acqua) più facilmente esso si lascerà attraversare dal flusso elettrico; i suoli “a grana fine”, ossia prevalentemente argillosi, sono quelli con una più accentuata porosità rispetto a quelli “a grana grossa”, ossia prevalentemente sab-

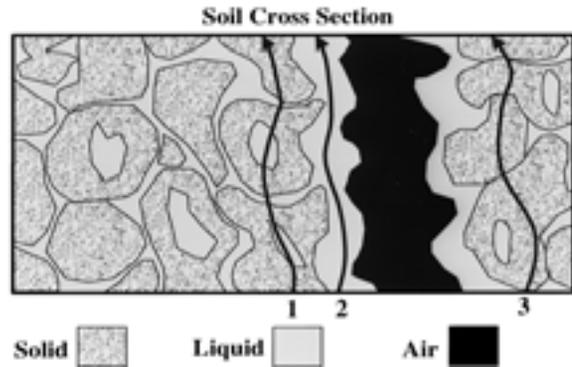


Figura 7.1. Rappresentazione schematica dei percorsi compiuti dalla corrente elettrica in un suolo insaturo a seguito della dispersione delle sue tre diverse fasi; 1 = solido-liquido, 2 = liquido e 3 = solido; da Rhoades et al., 1989.

Figure 7.1. Schematic representation of the paths that current can take in unsaturated soil as a consequence of the dispersion of its three different phases; 1 = solid-liquid and 3 = solid; from Rhoades et al., 1989.

biosi; la compattazione del suolo di norma incrementa la conducibilità elettrica;

- c) il *contenuto volumetrico in acqua* (θ): terreni tendenzialmente secchi manifestano una conducibilità di gran lunga inferiore rispetto a terreni umidi essendo la componente “pore water” della conducibilità quella assolutamente prevalente rispetto alle altre due;
- d) la *rilevanza e la natura della frazione argillosa del suolo*: la proprietà in grado di influenzare la componente della conducibilità elettrica di un suolo legata ai fenomeni di superficie è, come si intuisce, la “capacità di scambio cationico” (CSC); suoli contenenti quantità elevate di sostanza organica umificata e/o minerali argillosi, particolarmente quelli di tipo 2:1, quali montmorillonite, illite o vermiculite, mostrano una spiccata capacità di trattenere ioni a carica positiva (quali Ca, Mg, K, Na, NH_4 o H); la presenza di questi ioni di scambio nella soluzione circolante del suolo (in condizioni di adeguata umidità) ne esalta la conducibilità esattamente nel medesimo modo in cui ne risulta accentuato anche il livello di salinità;
- e) occorre, in ultimo, ricordare l’influenza esercitata dalla temperatura sui valori di *EC*.

In conseguenza dell’introduzione di questo ulteriore parametro correlato alla salinità del suolo, ossia *ECa*, ed essendo invece *ECe* l’indicatore tradizionalmente impiegato per la sua ca-

ratterizzazione, sorge la necessità di riuscire a correlare efficacemente fra loro le due misure, in altri termini, riuscire a risalire al valore di ECe conoscendo quello di Eca . Nel corso delle due ultime decadi, numerose sono state le ricerche specificamente indirizzate ad elaborare una tecnica di conversione che si dimostrasse affidabile. Il problema risulta però sostanzialmente ancora aperto e foriero di interessanti sviluppi; di seguito si elenca una serie di interessanti lavori bibliografici: William e Baker, 1982; McNeill, 1980; McKenzie et al., 1989; Rhoades, 1992; Rhoades e Corwin, 1990; Rhoades et al., 1989, 1990, 1999a; Slavich, 1990; Cook e Walker, 1992; Diaz e Herrero, 1992; Yates et al., 1993; Lesch et al., 1992, 1995a, 1995b, 1998.

La determinazione strumentale della conducibilità elettrica apparente di un suolo si fonda sulla misura della sua resistività. Il metodo consiste nel far percorrere un flusso di corrente elettrica nel suolo mediante l'inserimento nella superficie del terreno di due elettrodi ("current electrodes" C_1 e C_2) ad una certa distanza reciproca e nel rilevare, mediante l'impiego di altri due elettrodi ("potential electrodes" P_1 e P_2) posti poco dappresso, la differenza di potenziale elettrico che ne consegue.

Questa particolare configurazione a quattro elettrodi è internazionalmente indicata come "Wenner array" (figura 7.2) nel caso in cui i quattro elettrodi siano equidistanti fra loro e disposti in linea retta, inseriti nella superficie del suolo, con i due elettrodi esterni funzionanti in qualità di "emittenti" ed i due più interni in qualità di "riceventi". Più in generale, si parla di "Four-electrode probe" ad indicare qualunque soluzione strumentale basata sul metodo appena descritto. La profondità di penetrazione del flusso di corrente e, di conseguenza, la capacità di rilevazione dello strumento, dipendono dalla distanza che separa gli elettrodi; maggiore è tale distanza, maggiore risulterà la profondità di lettura dello strumento, dunque maggiore sarà il volume di suolo complessivamente valutato.

Una strumentazione analoga ad un "Wenner array" può essere facilmente montata su di un carrello o, in alternativa, collegata rigidamente agli attrezzi portati da una trattrice; ciò consente di eseguire misure di conducibilità "in continuo" man mano che il mezzo mobile si sposta lungo il campo, georeferenziando i dati acquisiti in successione tramite GPS.

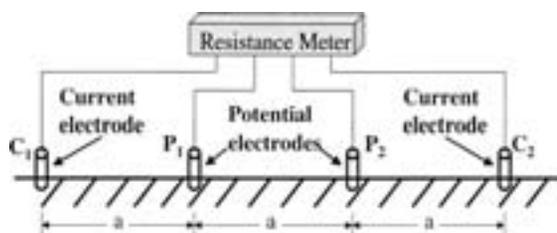


Figura 7.2. Rappresentazione schematica del "Wenner array"; i quattro elettrodi sono rispettivamente C_1 e C_2 "current electrodes", P_1 e P_2 "potential electrodes"; la lunghezza "a" individua la distanza fra gli elettrodi; da Rhoades e Halvorson, 1977.

Figure 7.2. Schematic representation of a "Wenner array"; the four electrodes are, respectively, C_1 and C_2 "current electrodes", P_1 and P_2 "potential electrodes"; the length "a" is the distance between electrodes; from Rhoades and Halvorson, 1977.

Questa particolare versione del sistema "Wenner array" risulta convincente in considerazione della facilità con cui è possibile acquisire un'informazione completa e continua circa le caratteristiche del terreno di un definito appezzamento, realizzando con relativa speditezza la corrispondente mappa. È questo il motivo per cui tale attrezzatura trova oggi frequente utilizzazione negli impieghi connessi all'agricoltura di precisione e, più in generale, ogni volta che le misurazioni debbono essere riferite ad una scala sufficientemente ampia (dalla scala di campo a quella territoriale).

È bene però avere giusta consapevolezza dei limiti connessi a questo tipo di misurazioni; a causa dell'ampio volume di suolo esplorato e della inevitabile, spesso accentuata, variabilità delle caratteristiche del terreno con riferimento, per esempio, alla granulometria, struttura, distribuzione della macro- e microporosità, contenuto idrico, quantità e natura delle argille e, non ultimo, contenuto in sali, i valori misurati di Eca sono spesso di difficile conversione nei corrispondenti valori di ECe ; queste misure, quindi, rappresentano un mezzo valido ma generico di indagine diagnostica, al fine di interpretare la variabilità delle condizioni pedologiche che possono giustificare differenze di prestazioni produttive dei campi coltivati, non necessariamente e direttamente addebitabili alla salinità del suolo.

7.5 Metodi indiretti di determinazione della salinità

La conducibilità elettrica apparente di un suo-

lo (*ECa*) può essere valutata indirettamente, senza stabilire cioè un contatto vero e proprio con la superficie del terreno, tramite strumentazioni di tipo elettromagnetico. Uno degli elementi costitutivi dello strumento è rappresentato da una bobina (avvolgimento elettrico) che, collocata ad una estremità dell'apparecchiatura, funge da "emittente" di onde elettromagnetiche (figura 7.3). L'ampiezza di queste onde, trasmesse negli strati inferiori del terreno, risulta direttamente proporzionale al livello di conducibilità elettrica del suolo in prossimità di esse. Viene, in questo modo, indotto un campo magnetico secondario ed una frazione di questo campo è intercettata da un elemento "ricevente", posto all'estremità opposta dello strumento. I segnali così acquisiti sono opportunamente amplificati in un segnale d'uscita, strettamente associato alla conducibilità elettrica del suolo e ponderato rispetto alla profondità di "esplorazione" dello strumento. L'elemento "ricevente", in particolare, acquisisce due fondamentali parametri dell'onda "di ritorno" generata dal campo elettromagnetico secondario, ossia: l'ampiezza e la fase dell'onda medesima. Sia l'una che l'altra si differenzieranno rispetto ai valori che contraddistinguono il campo elettromagnetico primario (quello generato dall'elemento "trasmittente") proprio in base al complesso delle proprietà del suolo, ossia del mezzo attraverso il quale le onde elettromagnetiche si propagano (in particolare con riferimento al contenuto in argilla, all'umidità, alla salinità).

Ulteriori condizioni ascrivibili alle caratteristiche strumentali ed al particolare modo d'impiego dello strumento medesimo sono in grado di apportare modificazioni al segnale di risposta; fra queste si citano, a mo' di esempio, la distanza fra le bobine (quella del "trasmittente" e del "ricevente") collocate alle due opposte estremità dello strumento, il loro orientamento (verticale od orizzontale), la distanza dal suolo in corrispondenza del quale lo strumento viene impiegato (Hendrickx e Kachanoski, 2002).

I due strumenti di misura più conosciuti, basati sul principio dell'induzione elettromagnetica (*EMI*), particolarmente diffusi nel settore della pedologia, sono i modelli *EM-31* ed *EM-38* della Geonics. Il primo, *EM-31*, si caratterizza per una distanza fra le due bobine pari a 3,66 m, ciò che determina una profondità di "esplorazione" rispettivamente di 3 e di 6 metri, in

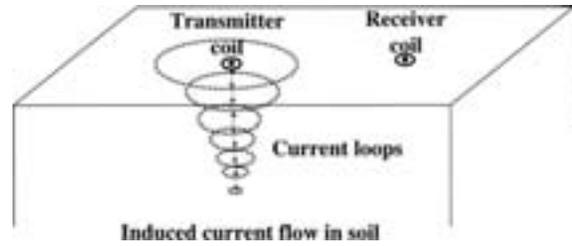


Figura 7.3. Elementi costruttivi del misuratore di conducibilità apparente del suolo in base al principio dell'induzione elettromagnetica; da Mc Neil (1980).

Figure 7.3. Structural component of an electromagnetic induction soil conductivity sensor; from Mc Neil (1980).

funzione dell'orientamento secondo il quale è impiegato durante la misura (ossia se è mantenuto, rispettivamente, in posizione orizzontale oppure verticale). Il secondo, *EM-38*, ha una distanza inter-bobina di 1m, da cui consegue una capacità di rilevare, approssimativamente, una profondità pari a 0,75 ed 1,5 m rispettivamente nelle due modalità alternative di dislocazione dello strumento. Per la più limitata profondità d'azione, in parte coincidente con lo strato attivo del suolo, interessato dalla presenza degli apparati radicali, l'*EM-38* è lo strumento maggiormente adottato nel settore dell'agricoltura di precisione. Una discussione più dettagliata riguardo questa apparecchiatura e le operazioni di misura in pieno campo può essere rintracciata in Hendrickx e Kachanoski (2002).

Una versione mobile della medesima attrezzatura è stata realizzata montando lo strumento *M-38* su di un apposito alloggiamento a sua volta portato da una trattrice agricola. L'alloggiamento è predisposto in modo da consentire il posizionamento di una coppia di strumenti, rispettivamente a disposizione orizzontale e verticale; ciò permette l'acquisizione dei dati di *ECa* praticamente in continuo, opportunamente georeferenziati mediante GPS satellitare, e la misura ponderata a due differenti profondità. Nella versione più semplice, l'alloggiamento ospita un solo strumento che può essere impiegato, alternativamente, nella disposizione verticale od in quella orizzontale.

Ogni operazione di rilevazione, lettura e memorizzazione del dato impiega in realtà pochissimi secondi, ciò che consente una rapida successione nell'acquisizione dei dati. Questa particolare versione dello strumento, quindi, si presta assai bene ad un impiego finalizzato alla ste-

sura di mappe di *E_{Ca}* in grado di correlare questa caratteristica del suolo con altre proprietà assai utili per interpretare la variabilità produttiva dei campi coltivati.

Le tecniche di misurazione della salinità del suolo basate sul principio dell'elettromagnetismo sono ormai divenute quelle di più larga applicazione nel contesto degli studi a carattere territoriale; ciò è fondamentalmente dovuto alle seguenti motivazioni: *a*) le misurazioni possono essere condotte in modo spedito spesso servendosi di veicoli motorizzati forniti di strumenti automatici di acquisizione e georeferenziazione; *b*) l'ampio volume di suolo esplorato dai sensori dello strumento garantiscono circa la rappresentatività del dato rilevato superando il forte condizionamento connesso alla variabilità spaziale delle caratteristiche del suolo; *c*) si rendono pure realizzabili misure su suoli tendenzialmente pietrosi o a scarso contenuto idrico, non essendo più richiesto (a differenza dei metodi basati sulla resistività) un intimo contatto fra suolo e componente sensoristica (Hendrickx et al., 1992).

Nonostante ciò, le tecniche basate sulla resistività elettrica evidenziano un elevato grado di flessibilità estremamente vantaggiosa nei rilievi di campo; così, ad esempio, la profondità del suolo effettivamente rilevato a mezzo dei quattro elettrodi può essere opportunamente modificata semplicemente variando la loro distanza reciproca. Sebbene la profondità di penetrazione ed il volume complessivamente esplorato dagli strumenti EM possano essere variati modificando il posizionamento dello strumento rispetto alla superficie del suolo, risulta comunque assai complesso riuscire a determinare con precisione quale sia l'effettiva profondità "sensibile" a cui si perviene nelle misure, mentre nel caso degli strumenti di resistività tale determinazione è assai semplice e precisa, basandosi su di un semplice calcolo matematico.

Entrambi gli strumenti, comunque, misurano la conducibilità apparente del suolo, ossia il valore di *E_{Ca}*, e necessitano pertanto di un'opportuna conversione ai valori di *E_{Ce}*, aspetto, come già riferito, ancora non del tutto risolto dal punto di vista applicativo.

8. Conclusioni

Sebbene il problema della salinità abbia attivamente coinvolto la comunità scientifica, sia in

ambito nazionale che internazionale, e numerosi siano gli studi e le ricerche condotte in questo settore, si ha l'impressione che un tale fermento di iniziative e la medesima consapevolezza dei danni che possono conseguire dall'ignorare il fenomeno non abbia sufficientemente fatto partecipi altri ambiti, pure attinenti al problema. Questa considerazione riguarda sia l'ambito istituzionale, gli enti locali, i servizi di assistenza e consulenza in agricoltura, ma anche gli imprenditori agricoli che spesso ostinatamente continuano ad adottare le medesime tecniche senza affatto domandarsi se esse siano o meno appropriate rispetto all'osservazione di un livello crescente di salinità nelle acque e nei suoli. I danni diretti alle aziende, in termini di perdita della produttività agricola, e quelli connessi alle esternalità che una prassi scorretta può così generare, dovrebbero invece indurre a tener alto il livello di allerta e ad attivare interventi finalizzati al contenimento del fenomeno ed alla mitigazione dei suoi effetti.

Un punto su cui molto si è insistito in questa relazione e che, almeno nelle intenzioni, ne vorrebbe rappresentare il compendio più significativo, riguarda la necessità di assegnare una dimensione territoriale al problema della salinità, impostando gli interventi secondo una scala preordinata di livelli, in grado di coinvolgere, in modo partecipativo, tutte le figure a vario titolo co-interessate al problema nella prospettiva di identificare soluzioni condivise.

Il supporto della conoscenza tecnico-scientifica è ovviamente imprescindibile sebbene ridotti possono essere i progressi effettivamente conseguibili se una tematica così determinante permane confinata entro un alveo puramente "sperimentale".

Un altro punto di rilievo, almeno a parere di chi scrive, riguarda l'evoluzione di un approccio metodologico che consideri il sistema nella sua integrità di funzionamento e che sappia identificare soluzioni che non abbiano un semplice valore parziale. Ampliare la dimensione del problema può voler dire considerare aspetti non strettamente "agronomici", in senso classico, ma sempre più spesso assegnati oggi all'agronomia, nell'ottica della ormai riconosciuta multifunzionalità dell'attività agricola. Questa nuova dimensione scientifica e professionale dilata enormemente gli ambiti d'interesse tradizionali offrendo prospettive assai interessanti, del tutto

inusitate fino a pochissimi decenni fa. Su questa base si innesta l'esigenza non solo di un aggiornamento professionale continuo, aperto alle nuove sollecitazioni che possono provenire dalle problematiche agro-ambientali di cui sono oggetto i nostri territori, ma anche nuove prospettive e possibilità di collaborazioni, sempre più intense e proficue, con figure professionali che per tradizione hanno maturato una sorta di appannaggio su queste tematiche.

In ultimo, una spiccata sensibilità ambientale dovrebbe pervadere la nostra attività. Nonostante la progressiva assimilazione dell'attività agricola alle modalità ed ai ritmi dell'attività industriale, essa, prima ancora che alle leggi dell'economia e dei mercati, dovrebbe conformarsi alle leggi della biologia e dell'ecologia. Ancora una volta, un approccio di tipo "sistemico" dovrebbe scongiurare la falsa prospettiva di una visione che prediliga l'una o l'altra polarità.

Bibliografia

- AA.VV. 1990. Saline Agriculture. Salt-tolerant plants for developing countries. Report of a Panel of the Board on Science and Technology for International Development Office of International Affairs National Research Council. Washington D.C., USA: National Academy Press. 143 p.
- Abrol I.P., Yadav J.S.P., Massoud F.I. 1988. Salt-affected soil and their management. Soil Bulletin N. 39. Rome: FAO. 131 p.
- Allison L.E. 1964. Salinity in relation to irrigation. Adv. Agron., 16:139-180.
- Aringhieri R. 1999. I sali nel terreno. Collana tecnico-scientifica INAPA, quaderno n. 7. Firenze: Consiglio Nazionale delle Ricerche. 70 p.
- Ayers R.S., Westcott D.W. 1985. Water quality for agriculture. Irrigation and Drainage Paper N. 29. Rome: FAO. 174 p.
- Barbieri G., De Pascale F., Sifola M.I. 1994. Effetti della frequenza d'irrigazione sulle funzioni di risposta produttiva della melanzana alla salinità. Riv. Agron., 28:235-246.
- Bauder J.W., Brock T.A. 2001. Irrigation water quality, soil amendment and crop effects on sodium leaching. Arid Land Research and Management, 15:101-113.
- Bennett J., Khush G.S. 2003. Enhancing salt tolerance in crops through molecular breeding: a new strategy. In: Goyal S.S., Sharma S.K., Rains D.W. ed. Crop production in saline environment: global and integrative perspectives. Binghamton, NY (USA): The Food Products Press, 1-68.
- Bernstein L., Fireman M., Reeve R.C. 1955. Control of salinity in the Imperial Valley, California. U.S. Dept. Agr. ARS, 41:4-16.
- Bernstein L., Fireman M. 1957. Laboratory studies on salt distribution in furrow irrigated soil with special reference to pre-emergence period. Soil Sci., 83:249-263.
- Bernstein L., Francois L.E. 1975. Effect of frequency of sprinkler with saline water compared with daily drip irrigation. Agron. J., 67:185-190.
- Blum W.E.H., Busing J., Montanarella L. 2004. Research needs in support of the European thematic strategy for soil protection. Trends in Analytical Chemistry, 23:680-685.
- Bos M.G., Wolters W. 1994. Influence of irrigation on drainage. In: Ritzema H.P. ed. Drainage principles and applications. Wageningen, the Netherlands: Int. Inst. of Land Reclamation and Improvement, 513-530.
- Bottini O. 1962. Impiego delle acque salmastre per l'irrigazione. Dispense dalle lezioni (nota dattiloscritta).
- Bottraud J.C., Rhoades J.D. 1985. Effect of exchangeable sodium on soil electrical conductivity-salinity calibrations. Soil Sci. Soc. Am. J., 49:1110-1113.
- Bouarfa S., Zimmer D. 1994. A GIS to investigate waterlogging and salinity hazards in the mediterranean region. International Conference on Land and Water Resources Management in the Mediterranean Region. II° vol. Valenzano, Bari, 4-8 September 1994. Valenzano, Bari (IT): Istituto Agronomico Mediterraneo, 629-645.
- Bouwer H. 2000. Integrated water management: emerging issues and challenges. Agric. Water Manag., 45:217-228.
- Bressel E., Hoffman G.J. 1986. Irrigation management for salinity control: theories and tests. Soil Sci. Soc. Americ. J., 50:1552-1560.
- Bui E.N., Henderson B.L. 2003. Vegetation indicators of salinity in Northern Queensland. Austral. Ecology, 28:539-552.
- Caliandro A. 1999. Qualità delle acque e tecniche irrigue. In: E. Tarantino, M. Perniola ed. Le acque salmastre come risorsa idrica: limiti e prospettive. Atti del Convegno POM Misura 2, Progetto "OTRIS", Foggia, 5 maggio 1999, 23-36.
- Caliandro A., Rubino P., Lonigro A. 1997. Monitoraggio delle acque di falda a diverso contenuto in sale. Agricoltura e Ricerca, 19(171):13-16.
- Carlioni L. 1989. I terreni salini ed alcalini. In: P. Sequi ed. Chimica del suolo. Bologna: Patron, 405-418.
- Cavazza L. 1991. Irrigation systems and techniques for saline water. CHIEAM, Options Mediterrannes, 49-57.
- Cavazza L. 1992. Valorizzazione e tutela delle risorse idriche per fini agronomici. Riv. Agron., 26:4 Suppl., 543-558.

- Cavazza L. 1996. Agronomia aziendale e agronomia del territorio. *Riv. Agron.*, 30:3 Suppl., 310-319.
- Cavazza L., Chisci G.S., Fierotti G., Lauciani E. 1984. Aspect of irrigation and drainage in problem soils in Italy. Proceedings of the 12th Congress ICID/FAO, Fort Collins, Colorado (USA), 28 May - 2 June, 1984. Fort Collins, Colorado, USA, 333-343.
- Choukr-Allah R., Malcom C.V., Hamdy A. 1996. Halophytes and biosaline agriculture. New York (USA): Marcel Dekker. 400 p.
- COM 2002. Verso una strategia tematica per la protezione del suolo. Comunicazione della Commissione Europea n. 179.
- Conte B. 2003. Verso una nuova strategia per la gestione delle acque e del territorio. Conferenza nazionale "I Parchi Fluviali: Esperienze a Confronto", 18 novembre 2003, Nocera Inferiore, Salerno (IT).
- Cook P.G., Walker G.R. 1992. Depth profiles of electrical conductivity from linear combinations of electromagnetic induction measurements. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 56:1015-1022.
- Cotecchia V. 1955. Influenza dell'acqua marina sulle falde acquifere in zone costiere, con particolare riferimento alle ricerche d'acqua sotterranea in Puglia. *Geotecnica*, 2:105.
- Davidson N., Galloway R. 1993. Productive use of saline land. Proceedings of workshop at Perth, May 1991. ACIAR Proceeding 42, Australian Centre for International Agricultural Research, Canberra (AU). 123 p.
- Dazzi C., ed. 1999. Suoli salini e problematiche di gestione. Progetto POM-OTRIS Misura 2 Università di Palermo. 18 p.
- Deason J.P. 1992. Water policies relating to environmental and health issue. In: Le Moigne G., Barghouti S., Feder G., Garbus L., Xie M. ed. Country experiences with water resources management. Washington DC: World Bank Technical Report N. 175, 53-55.
- Diaz L., Herrero J. 1992. Salinity estimates in irrigated soils using electromagnetic induction. *Soil Sci.*, 154:151-157.
- Dieleman P.J., ed. 1963. Reclamation of salt affected soil in Iraq. Int. Inst. of Land Reclamation and Improvement (ILRI) Publication 11, Wageningen (NL). 175 p.
- Doorembos J., Kassam A.K. 1979. Yield response to water. *Irrigation and Drainage Paper N. 33*. Rome: FAO.
- Doran J.W., Parkin T.B. 1994. Defining and assessing soil quality. In: Defining soil quality for a sustainable environment. *Soil Sci. Soc. Am. Spec. Pub. N. 35*. 3-21.
- Dougherty T.C., Hall A.W., Wallingford H.R. 1995. Environmental impact assesment of irrigation and drainage projects. *Irrigation and Drainage Paper N. 53*. FAO, Rome.
- Dyson P.R. 1990. The development, dynamics and management of groundwater systems and dryland salinity in the Upland of south-eastern Australia. In: Management of soil salinity in south-eastern Australia. Riverine Branch.: Aus. Soc. Soil Sci. 253-267.
- EU 2004. European Union Soil Thematic Strategy Working Group Research. Summary Report. Blum W.E.H., Busing J., de l'Escaille T. ed. Bruxelles.
- Fagnano M., Quaglietta Chiarandà F. 2004. Relazioni fra qualità dell'ambiente e produzione agricola. *Riv. Agron.*, 38:33-84.
- FAO 1984. Prognosis of salinity and alkalinity. *Soil Bulletins N. 31*. FAO, Rome.
- FAO 1995. Land and Water Integration and River Basin Management. *Land and Water Bulletins*. FAO, Rome.
- FAO 2000. New dimension in water security. Water, society and ecosystem services in the 21st century. AGL/MISC/25/2000. Land and Water Development Division. FAO, Rome. 82 p.
- FAO 2002. Agricultural drainage water management in arid and semi-arid areas. *Irrigation and Drainage Paper N. 61*. FAO, Rome.
- Fierotti G., Dazzi C., Tusa D. 1999. Riflessi dell'irrigazione con acque saline sulla qualità dei suoli. Atti Convegno POM "OTRIS": "Le acque salmastre come risorsa idrica: limiti e prospettive". Foggia, 5 maggio 1999. 7-22.
- Fitzpatrick R., Rengasamy P., Merry R., Cox J. 2001. Is dryland salinisation reversible? National Dryland Salinity Program, novembre 2001.
- Flagella Z., Cantore V., Boari F., Volpe D., De Caro A. 1999. Tolleranza allo stress salino delle specie coltivate in relazione agli aspetti fisiologici, produttivi e qualitativi. Atti Convegno POM "OTRIS" Le acque salmastre come risorsa idrica: limiti e prospettive. Foggia, 5 maggio 1999. 47- 77.
- Flowers T.J. 2004. Improving crop salt tolerance. *J. Exp. Botany*, 55(396):307-319.
- Fredericksen H.D., Perry C. 1995. Needs and priorities in water-related research. Draft paper. Colombo, Sri Lanka: International Irrigation Management Institute (IIMI).
- Gatta G., Giuliani M.M., Giuzio L., Libutti A., Monteleone M. 2005. Effetto di acque irrigue salmastre sull'entità dei consumi evapotraspirativi del pomodoro coltivato in serra. Atti XXXVI Conv. SIA "Ricerca e innovazione per le produzioni vegetali e la gestione delle risorse agro-ambientali", Foggia 2005. Foggia: Facoltà di Agraria. 180-181.
- George R.J., Mc Farlane D.J., Nulsen R.A. 1997. Salinity threaten the viability of agriculture and ecosystems in Wester Australia. *Groundwater*, 5(1):6-21.
- Ghassemi F., Jakeman A.J., Nix H.A. 1995. Salinization of land and water resources: human causes, extent, manangement and case studies. Sidney, Australia: UNSW Press.
- GLASOD 1990. World Map of the Status of Human Induced Soil Degradation. GLASOD Project. Winard International Soil Reference and Information Center. Staring Center, Wageningen, the Netherlands.
- Glenn E.P., Brown J.J., Blumwald E.J. 1999. Salt tole-

- rance and crop potential of halophytes. *Critical reviews in plant sciences* 18(2):227-255.
- Hamdy A. 1990. Management practices under saline water irrigation. *Acta Hort.*, 278:745-754.
- Hamdy A. 1993. Impiego sostenibile di risorse idriche non convenzionali in agricoltura. Congresso internazionale ANBI-FAO "I campi hanno sete", Roma, 29 settembre 2003.
- Hamdy A. 1994. Saline irrigation management for a sustainable use. VIIIth World Congress on Water Resources, Special session: Irrigation network activities; Cairo, Egypt, november 21-25, 1994.
- Hamdy A. 2002. Saline irrigation management for a sustainable use. In: *Mediterranean crop responses to water and soil salinity, ecophysiological and agronomic analysis*. CHIEAM, Bari. *Options Méditerranées*, B, 36, 185-230.
- Hendrickx J.M.H., Baerends B., Raza Z.I., Sadig M., Akram Chaudhry M. 1992. Soil salinity assessment by electromagnetic induction of irrigated land. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 56:1933-1941.
- Hendrickx J.M.H., Kachanoski R.G. 2002. Indirect measurement of solute concentration: Nonintrusive electromagnetic induction. In: Dane J.H., Topp G.C. ed. *Methods of soil analysis. Part 4. Soil Sci. Soc. Am. Book Ser. N. 5. Madison, WI (USA)*, 1297-1306.
- Hillel D. 1998. *Environmental soil physics*. San Diego, CA (USA): Academic Press. 711 p.
- Hingston F.J., Gailitus V. 1976. The geographic variation of salt precipitated over Western Australia. *Aust. J. Soil Res.*, 14:319-335.
- Hoffman J.B., Jobes J.A., Alves W.J. 1983. Response of tall fescue to irrigation water salinity, leaching fraction and irrigation frequency. *Agric. Water Manag.*, 7:439-456.
- Isabell R.F. 1996. *The Australian soil classification system*. Melbourne (AU): CSIRO Publishing.
- Keenan J.D. 1992. Technological aspects of water resources management: Euphrates and Jordan. In: Le Moigne G., Barghouti S., Feder G., Garbus L., Xie M. ed. *Country experiences with water resources management*. World Bank Technical Report N. 175. Washington D.C. (USA), 37-49.
- Keller A., Keller J. 1995. Effective efficiency: a water use efficiency concept for allocating freshwater resources. *Water Resources and Irrigation Division (Discussion Paper N. 22)*. Arlington, Virginia (USA).
- Keller A., Keller J., Seckler D. 1996. *Integrated water resource systems: theory and policy implications*. International Irrigation Management Institute (IIMI), Colombo, Sri Lanka.
- Kennewell B.K. 1999. *Investigations into the management of dry saline land*. PIRSA Technical Report N. 272.
- Kijine J.W., Prathapar S.A., Wopereis M.C.S., Saharat K.L. 1998. How to manage salinity in irrigated land: a selective review with particula reference to irrigation in developing countries. SWIM Paper 2. International Irrigation Management Institute (IIMI), Colombo, Sri Lanka.
- Kite G., Droogers P. 2000. *Integrated Basin Modeling*. International Water Management Institute (IWMI). Colombo, Sri Lanka.
- Kovda V.A. 1973. *Irrigation, drainage and salinity: an international source book*. Hutchinson/FAO/UNESCO. London.
- Lesch S.M., Rhoades J.D., Lund L.J., Corwin D.L. 1992. Mapping soil salinity using calibrated electromagnetic measurements. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 56(2):540-548.
- Lesch S.M., Strauss D.J., Rhoades J.D. 1995a. Spatial prediction of soil salinity using electromagnetic induction techniques: I. Statistical prediction models: A comparison of multiple linear regression and cokriging. *Water Resour. Res.*, 31:373-386.
- Lesch S.M., Strauss D.J., Rhoades J.D. 1995b. Spatial prediction of soil salinity using electromagnetic induction techniques: 2. An efficient spatial sampling algorithm suitable for multiple linear regression model identification and estimation. *Water Resour. Res.*, 31:387-398.
- Lesch S.M., Herrero J., Rhoades J.D. 1998. Monitoring for temporal changes in soil salinity using electromagnetic induction techniques. *Soil Sci. Soc. Amer. J.*, 62:232-242.
- Letey J. 1993. Relationship between salinity and efficient water use. *Irrigation Science*, 14:75-84.
- Loomis R.S., Condor D.J. 1992. *Crop Ecology. Productivity and management in agricultural system*. Cambridge: University Press. 538 p.
- Losavio N., Mastrorilli M., Ventrella D. 1999. Principi e tecniche di coltivazione in condizioni di salinità. *Atti del Convegno POM Misura 2, Progetto "OTRIS": "Le acque salmastre come risorsa idrica: limiti e prospettive"*. Foggia 5 maggio 1999. 37- 46.
- Losavio N., Vonella A.V., Ferri D., Convertini G., Castriiglianò A. 1997. *Analisi dei fattori indicatori del rischio di salinità in un'area del metapontino*. *Agricoltura Ricerca*, 171:17-24.
- Madaramootoo C.A., Johnson W.R., Willardson L.S. 1997. *Management of agricultural drainage water quality*. *Water Reports N.13*. FAO, Rome (IT).
- Masoni A. 2002. *Agricoltura: sicurezza alimentare ed ambientale*. *Riv. Agron.*, 36:101-125.
- Mass E.V., Hoffman G.J. 1977. *Crop salt tolerance – current assessment*. *J. Irrigation and Drainage Division, ASCE*, 103:115-134.
- Matters J., Bozon J. 1989. *Spotting soil salting*. Victorian Department of Conservation, Forests and Lands. Melbourne, Victoria (AU).
- McKenzie R.C., Chomistek W., Clark N.F. 1989. Conversion of electromagnetic inductance readings to saturated paste extract values in soils for different temperature, texture, and moisture conditions. *Can. J. Soil Sci.*, 69:25-32.

- McNeill J.D. 1980. Electromagnetic terrain conductivity measurement at low induction numbers. Technical Note TN-6, Geonics Limited, Mississauga, Ontario, Canada.
- Molden D. 1997. Accounting for water use and productivity. System Wide Initiative on Water Management (SWIM). N. 1. Colombo, Sri Lanka, International Irrigation Management Institute (IIMI).
- Monteleone M., Giuliani M.M. 2001. Principi e fattori critici della gestione agronomica secondo il metodo biologico di produzione. Relazione alla I^a Conferenza Provinciale sull'Agricoltura Biologica. Fiera dell'Agricoltura di Foggia, 30 aprile 2001.
- Monteleone M., Del Vecchio S., Basso G., Tarantino E. 2002. Monitoraggio della salinità delle acque di falda e dei suoli ubicati nelle aree litoranee della Capitanata. Atti del Convegno conclusivo del Progetto POM "OTRIS", Bari, 28-29 novembre 2001, a cura di Tarantino E. e Monteleone M., 263-274.
- Monteleone M., Gatta G., De Caro A. 2003. La gestione della salinità nelle aree irrigue dell'Italia meridionale. Atti del Convegno Lincei 192, XX Giornata dell'Ambiente: Accettabilità delle acque per usi civili e agricoli. Accademia dei Lincei, Roma 5 giugno 2002. 61-77.
- Monteleone M., Garofalo P., Tarantino E. 2004. Caratterizzazione del clima di Foggia: Analisi di un cinquantennio di rilevazioni meteorologiche, dal 1951 al 2000. Volume edito con il contributo dell'Università di Foggia e dell'Associazione "Soroptimist International", club di Foggia.
- Nielsen D.R., Biggar J.W. 1961. Miscible displacement in soils: 1. Experimental information. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 25:1-5.
- Northcote K.H., Skene J.K.M. 1972. Australian soil with saline and sodic properties. CSIRO, Soil Publication N. 27.
- Oosterbaan R.J. 2001. SALTMOD description and principles of applications. Special Report N. 11. Int. Inst. of Land Reclamation and Improvement (ILRI), Wageningen (NL).
- Oster J.D., Hoffman G.J., Robinson F.E. 1984. Management alternatives: crop, water and soil. *California Agriculture*, 38(10):29-32.
- Pantaneli E. 1941. Irrigazione con acque salmastre. Regio Istituto Agronomico per l'Africa Italiana, Firenze.
- Perniola M., Lovelli S. 1999. Impatto ambientale nell'uso delle acque salmastre in agricoltura. In Atti del Convegno POM A25 "OTRIS": "Le acque salmastre come risorsa idrica: limiti e prospettive", Foggia, 5/5/1999. 79-86.
- Postiglione L. 2002. Soil salinization in the Mediterranean: soils, processes and implications. In: Geeson N.A., Brandt C.J., Thornes J.B. ed. *Mediterranean Desertification: a mosaic of processes and responses*. Chichester (England): John Wiley & Sons, Ltd.
- Ragab R. 2002. A holistic generic integrated approach for irrigation, crop and field management: the SALT-MED model. *Environmental Modelling & Software*, 17:345-361.
- Reeve R.C., Fireman M. 1967. Salt problems in relation to irrigation. In: Hagan R.M., Haise H.R., Edmister T.W. ed. *Irrigation of agricultural lands*. Wisconsin, USA.: Am. Soc. Ag. Pub. Madison. 998-999.
- Rengasamy P. 2000. Transient salinity in the root zone of sodic soils. *Crop Science Society of South Australia, Newsletter N. 187*.
- Rengasamy P. 2002a. Dryland cropping in sodic soils. *Aust. J. Exp. Agric.*, 42:3.
- Rengasamy P. 2002b. Transient salinity and subsoil constraints to dryland farming in Australian sodic soils: an overview. *Aust. J. Exp. Agric.*, 42:351-361.
- Rengasamy P., Summer M.E. 1998. Processes involved in sodic behaviour. In: Summer M.E., Naidu R. ed. *Sodic soils: distribution. Properties, management and environmental consequences*. Oxford University Press. 35-50.
- Rhoades J.D. 1989. Intercepting, isolating and reusing drainage waters for irrigation to conserve water and protect water quality. *Agric. Water Manag.*, 16:37-52.
- Rhoades J.D. 1992. Instrumental field methods of salinity appraisal. In: Topp G.C., Reynolds W.D., Green R.E. ed. *Advances in measurement of soil physical properties: Bringing theory into practice*. Madison, WI: Soil Sci. Soc. Am. J. Spec. Publ., 30:231-248.
- Rhoades J.D., Corwin D.L. 1990. Soil electrical conductivity: Effects of soil properties and application to soil salinity appraisal. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 21:837-860.
- Rhoades J.D., Loveday J. 1990. Salinity in Irrigated Agriculture. In: Stewart A., Nielsen D.R. ed. *Irrigation of Agricultural Crops*. N. 30 series "Agron.". American Society of Agron., Madison, WI (USA), 1089-1142.
- Rhoades J.D., Raats P.A.C., Prather R.J. 1976. Effects of liquid-phase electrical conductivity, water content, and surface conductivity on bulk soil electrical conductivity. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 40:651-655.
- Rhoades J.D., Halvorson A.D. 1977. Electrical conductivity methods for detecting and delineating saline seeps and measuring salinity in Northern Great Plains soils. Berkeley, CA.: ARS W-42. USDA-ARS Western Region.
- Rhoades J.D., Manteghi N.A., Shouse P.J., Alves W.J. 1989. Soil electrical conductivity and soil salinity: New formulations and calibrations. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 53:433-439.
- Rhoades J.D., Shouse P.J., Alves W.J., Manteghi N.M., Lesch S.M. 1990. Determining soil salinity from soil electrical conductivity using different models and estimates. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 54:46-54.
- Rhoades J.D., Kandiah A., Mashali A.M. 1992. The use of saline waters for crop production. *Irrigation and Drainage Paper N. 48*. FAO, Rome.
- Rhoades J.D., Chanduvi F., Lesch S. 1999a. Soil salinity

- assessment: Methods and interpretation of electrical conductivity measurements. Irrigation and Drainage Paper N. 57. FAO, Rome.
- Rhoades J.D., Corwin D.L., Lesch S.M. 1999b. Geospatial measurements of soil electrical conductivity to assess soil salinity and diffuse salt loading from irrigation. In: Corwin D.L., Loague K., Ellsworth T.R. ed. Assessment of non-point source pollution in the vadose zone. Geophysical Monogr. 108. AGU, Washington, DC, 197-215.
- Richards L.A. ed. 1954. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. Washington: USDA Agric. Handbook N. 60. 160 p.
- Ritzema H.P., Braun H.M.H. 1994. Environmental aspects of drainage. In: Ritzema H.P. ed. Drainage principles and applications. Wageningen, the Netherlands: Int. Inst. of Land Reclamation and Improvement (ILRI), 1041-1065.
- Robbins C., Wagenet R., Jurinak J. 1980. A combined salt transport-chemistry equilibrium model for calcareous and gypsiferous soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44:1191-1194.
- Russel E.W. 1986. Il terreno e la pianta. *Fondamenti di Agronomia*. ed. italiana a cura di P. Paris. Bologna: Edagricole. 594 p.
- Santa-Maria G.E. 2003. Molecular approaches to improve salt resistance in crops: facts and perspectives. In: Goyal S.S., Sharma S.K., Rains D.W. ed. Crop production in saline environment: global and integrative perspectives. Binghamton, NY (USA): The Food Products Press, 67-98.
- SCAV 1982. Salting of non-irrigated land in Australia. Melbourne, Victoria (AU): Soil Conservation Authority of Victoria Government Printer.
- Seckler D. 1996. The new era of water resources management. Research Report N. 1. Colombo, Sri Lanka: International Irrigation Management Institute (II-MI).
- Shainberg, I., Rhoades J.D., Prather R.J. 1980. Effect of exchangeable sodium percentage, cation exchange capacity, and soil solution composition on soil electrical conductivity. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 44:469-473.
- Shalhevet J. 1984. Management of irrigation with brackish water. In: Shainberg I., Shalhevet J. ed. Salt Salinity Under Irrigation, Processes and Management. New York: Springer Verlag, 298-318.
- Shannon M.C. 1997. Adaptation of plants to salinity. *Adv. Agron.*, 60:76-120.
- Sharma D.P., Rao K.V.G.K. 1998. Strategy for long term use of saline drainage water for irrigation in semi-arid regions. *Soil Till. Res.*, 48:287-295.
- Shaw R.J., Coughlan K.J., Bell L.C. 1998. Root zone sodicity. In: Summer M.E., Naidu R. ed. Sodic soils: distribution, Properties, management and environmental consequences. Oxford University Press, 95-106.
- Sheumann W., Freisem C. 2001. The forgotten factor: drainage. Its role for sustainable agriculture. Bonn, DE: German Development Institute (GDI). 37 p.
- SIA 1992. Atti Conv. SIA su "Valorizzazione e tutela delle risorse idriche", Bologna, 18-21 giugno 1991. *Riv. di Agron.* 26, 4 Suppl.
- SIA 1995. Atti Conv. SIA su "Razionalizzazione degli interventi agronomici ai fini della riduzione dell'impatto ambientale", Viterbo, 12-14 luglio 1994. *Riv. di Agron.* 29, 3 Suppl.
- SIA 1996. Atti Conv. SIA su "L'Agronomia del territorio", Palermo, 27-29 giugno 1995. *Riv. di Agron.* 30, 3 Suppl.
- Simunek J., Suarez D. 1993. UNSATCHEM-2D Code, version 1.1. Research Report N. 125. Riverside. USDA, US Salinity Laboratory.
- Simunek J., Suarez D., Sejna M. 1996. UNSATCHEM Software Package, version 2.0. Research Report N.142. Riverside. USDA, US Salinity Laboratory.
- Simunek J., Huang K., van Ghenuchten M.T. 1998. The HYDRUS Code, version 6.0. Research Report N.144. Riverside. USDA, US Salinity Laboratory.
- Simunek J., Huang K., van Ghenuchten M.T. 1999. The HYDRUS-2D Code, version 2.0. Research Report. Riverside. USDA, US Salinity Laboratory.
- Slavich P.G., Peterson G.H. 1990. Estimating average rootzone salinity from electromagnetic induction (EM-38) measurements. *Aust. J. Soil Res.*, 28:453-463.
- Spies B., Woodgate P. 2003. Salinity mapping methods in the Australian context. Technical Report. Programs Committee of the Natural Resource Management Ministerial Council and the National Dryland Salinity Program.
- Stephens W., Hess T. 1999. System approach to water management research. *Agric. Water Manag.*, 40:3-13.
- Szabolcs I. 1991a. Desertification and salinization. In: Choukr-Allah R. ed. *Plant Salinity Research, New Challenges*, 3-18.
- Szabolcs I. 1991b. Soil classification and related properties of salt affected soils. Proceedings of the sixth International Soil Correlation Meeting (VI ISCOM). "Characterization, classification and utilization of cold Aridisols and Vertisols". USDA, Soil Conservation Service.
- Szabolcs I. 1994. Soil and Salinisation. In: Pessarakli M. ed. *Handbook of Plant and Crop Stress*. New York: Marcel Dekker, 3-11.
- Szabolcs I. 1996. An overview on soil salinity an alkalinity in Europe. Soil salinization and alkalization in Europe. Ed. Misopolines European Society on Soil Conservation.
- Tanji K.K. 1990. Nature and extent of agricultural salinity. In: Tanji K.K. ed. *Agricultural salinity assessment and management*. New York: ASCE, 548-594.
- Umali D.L. 1993. Irrigation-Induced Salinity: a growing problem for development and the environment. Washington D.C. (USA): The World Bank. 78 p.
- UNEP 1994. United Nations Convention to Combat Desertification. United Nations Environmental Programme. Geneva, Switzerland.

- UNEP 1992. World Atlas of Desertification. United Nations Environment Programme. Edward Arnold ed.
- UNESCO 1970. Research and training on irrigation with saline water. Tech. Report of UNDP Project, Tunisia. Unesco, Paris. 256 p.
- USDA 1975. Soil Taxonomy: a basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys. Washington D.C. (USA): Agricultural handbook, N. 436.
- van Dam J.C., Huygen J., Wesseling J.G., Feddes R.A., Kabat P., van Walsum P.E.V., Groenendijk P., van Diepen C.A. 1997. Theory of SWAP, version 2.0: simulation of water flow, solute transport and plant growth in the soil-water-atmosphere-plant environment. Department of Water Resources, Wageningen University, Report N. 71 and DLO Winand Staring Center Technical Document N. 45.
- van de Graaff R., Patterson R.A. 2001. Explaining the Mysteries of Salinity, Sodicity, SAR and ESP in On-Site Practice. Proceedings of Advancing On-site Wastewater Systems '01 Conference, Armidale, New England, Australia. 25-27 settembre 2001. 361-368.
- van der Molen 1984. Factors to be considered for prognosis: natural factors. In: Prognosis of salinity and alkalinity. Soil Bulletins N. 31. FAO, Rome.
- van Hoorn J.W. 1981. Salt movement leaching efficiency and leaching requirement. *Agric. Water Manag.*, 4:409-428.
- van Hoorn J.W. 1991. Saline irrigation problems and perspectives. Proceeding European Mediterranean Conference on Use of Saline Water in Irrigation. 25-26 July, Bari, Italy, 17-32.
- van Hoorn J.W. 1994. Saline irrigation problems and perspectives. VIII IWRA World Congress on "Water Resources", Cairo, Nov. 21-25, 1995. a.2.1. p.
- van Hoorn J.W., van Aart R. 1975. The use of saline water for irrigation. Disponibile presso il sito web dell'Università di Wageningen (NL): <http://www2.alterra.wur.nl/Internet/webdocs/ilri-publicaties/publicaties/Pub27/pub27-h12.pdf>
- van Hoorn J.W., van Alphen J.G. 1994. Salinity control. In: Ritzema H.P. ed. Drainage principles and applications. Wageningen, the Netherlands: Int. Inst. of Land Reclamation and Improvement (ILRI). 533-600.
- van Schilfhaarde J. 1992. Irrigation: a blessing of a cure. The Abel Wolman Distinguished Lecture, National Research Council, January 1992.
- van Schilfhaarde J.L., Bernstein L., Rhoades J.D., Rawlins A.S.L. 1975. Irrigation management and control. *Jour. Irr. and Drain. ASCE* 100 (IR3), 321-323.
- Violante P. 2002. *Chimica del suolo e della nutrizione delle piante*. Bologna: Edagricole.
- Wagenet R., Huston J. 1987. LEACHM-leaching estimation and chemistry model. Continuum 2. Cornell University, Water Resource Institute.
- Williams B.G., Bullock P.R. 1989. The classification of salt-affected land in Australia. CSIRO, Division of Water Resources, Technical Memorandum 89/8.
- Williams B.G., Baker G.C. 1982. An electromagnetic induction technique for reconnaissance surveys of soil salinity hazards. *Aust. J. Soil Res.*, 20:107-118.
- Yates S.R., Zhang R., Shouse P.J., Van Genuchten M.Th. 1993. Use of geostatistics in the description of salt-affected lands. In: Russo D., Dagan G. ed. Water flow and solute transport in soils: Developments and applications. Adv. Ser. in Agric. 20. New York: Springer-Verlag, 283-304.
- Yokoi S., Bressan R.A., Hasegawa P.M. 2002. JIRCAS Working Report, 25-33.
- Zhu J.K. 2001. Plant salt tolerance. *Trends Plant Science*, 6(2):66-71.
- Zorzi L., Reina C. 1964. Interpretazione idrogeologica della salinità delle acque sotterranee in alcuni bacini esoceri ed endoceri del Mediterraneo. *Scienza e Tecnica Agraria*, 4:15-28.