



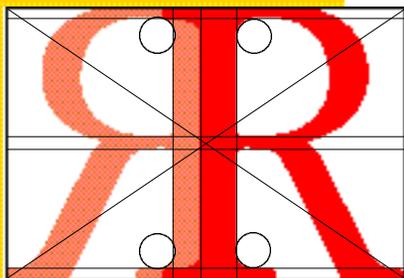
RICERCHE & RISULTATI

Valorizzazione dei progetti di ricerca 1994/97

Individuazione, caratterizzazione e campionamento di ammassi abusivi di rifiuti pericolosi

a cura di

Demetrio Pitea
Ada Lucia De Cesaris
Giuseppe Marchetti



Demetrio Pitea, è professore ordinario di Chimica Fisica e di Chimica Fisica Ambientale per il Corso di laurea in Scienze Ambientali presso la Facoltà di Scienze Matematiche, Fisiche e Naturali dell'Università degli Studi di Milano.

È componente del Comitato Scienze Chimiche e del Comitato Scienze e Tecnologie Ambiente e Habitat del CNR. È rappresentante del CNR nel network europeo "NICOLE", costituito per lo studio dei terreni contaminati da attività industriali.

È autore di oltre 100 pubblicazioni scientifiche riguardanti problematiche di interesse ambientale, in particolare: studio cinetico di reazione di biodegradazione; gestione del ciclo dei rifiuti; meccanismi di formazione e distruzione dei microinquinanti organoclorurati negli impianti di termodistruzione; caratterizzazione e recupero di aree industriali dismesse.

Nel 1989 gli è stato conferito il primo Premio Nazionale Federchimica "Per un futuro intelligente".

Ada Lucia De Cesaris, avvocato in Milano. Ha svolto studi e ricerche in materia di politiche e normative ambientali, comunitarie e nazionali, in particolare si è occupata di VIA, inquinamento idrico, acustico, rifiuti, ecolabel, ecoaudit ecc. Svolge attività di consulenza per l'amministrazione nazionale e locale e affianca la formazione di operatori nei settori collegati alla normativa ambientale.

Giuseppe Marchetti, è docente di Geomorfologia e Geologia Ambientale presso la Facoltà di Scienze Matematiche, Fisiche e Naturali dell'Università degli Studi di Pavia.

Ha svolto numerosissime ricerche di carattere geologico, geomorfologico e idrogeologico, sia sotto l'aspetto puramente scientifico, sia applicate alla pianificazione territoriale e alle valutazioni di compatibilità ambientale.

In campo professionale, ha messo a punto numerosi piani di attività estrattiva di valenza provinciale e/o comunale ed è stato autore di un elevato numero di progetti di cava. Ha tenuto docenze e seminari sull'argomento presso numerose scuole di formazione e di aggiornamento professionale ed è stato per molti anni membro della commissione cave della Regione Emilia Romagna.

Fondazione Lombardia per l'Ambiente

Foro Bonaparte 12 - 20121 Milano

tel. +39(2)809169

fax +39(2)72002398

flanel@flanel.org

http: //www.flanel.org

Consiglio di Amministrazione

Presidente: Giovanni Bottari

Vicepresidente: Achille Cutrera

Consiglieri: Giordano Cassetta, Massimo Donati, Salvatore Giannella,
Paolo Mantegazza, Emilio Massa, Roberto Schmid

Comitato scientifico

Silvio Garattini, Angelo Cavallin, Renzo Compiani, Emilio Gerelli,
Giorgio Guariso, Alfredo Liberatori, Gianfranco Mascazzini, Paola Vita Finzi

Coordinatore Scientifico: Antonio Ballarin Denti

Programma editoriale ideato e curato da: Salvatore Giannella

Coordinamento editoriale: Rosa Maria Panattoni

Revisione: Diana Borio

Progettazione e fotocomposizione: Studio Tabloid, Milano

Stampa: Arti Grafiche by Juri Iodice, Sannazzaro (PV)

© 1998 Copyright Fondazione Lombardia per l'Ambiente

Proprietà letteraria riservata

Nessuna parte di questo volume può essere riprodotta o utilizzata sotto nessuna forma, senza permesso scritto, tranne che per brevi passaggi in sede di recensione e comunque citando la fonte.

Indice

Prefazione	pag.	9
Introduzione		11
Premessa		17
Capitolo 1		
METODOLOGIE DI INDIVIDUAZIONE, CARATTERIZZAZIONE E MONITORAGGIO, MEDIANTE METODI FISICI, DI SITI OGGETTO DI SCARICO ABUSIVO		21
1.1 Metodologie di rilievo “dall’alto”: metodi, apparecchiature e valutazione delle loro capacità operative		22
1.1.1 Elementi di telerilevamento aereo e satellitare		22
1.1.2 Le riprese dalla piattaforma aerea		31
<i>1.1.2.1 Le riprese fotografiche</i>		31
<i>1.1.2.2 Il telerilevamento aereo elettronico</i>		37
1.1.3 Le immagini da satellite		42
<i>1.1.3.1 Immagini fotografiche pancromatiche da piattaforme spaziali</i>		43
<i>1.1.3.2 Immagini multispettrali satellitari</i>		43
<i>1.1.3.3 Immagini termiche da satellite e studio dell’inerzia termica</i>		45
<i>1.1.3.4 Analisi delle immagini satellitari e limiti nelle applicazioni allo studio delle discariche</i>		46

1.1.4	Immagini radar (da aereo e da satellite)	pag.	47
1.1.4.1	<i>Cenni sul radar strumentale</i>		47
1.1.4.2	<i>Angolo di vista e immagini di superfici sepolte</i>		49
1.1.4.3	<i>Immagini radar da aereo per lo studio dell'ambiente in Italia</i>		51
1.2	Metodologie per lo studio di discariche di RSU, in esercizio o dismesse, mediante telerilevamento aereo		52
1.2.1	Studio della termografia		52
1.2.2	Studio dello stato di salute della vegetazione		54
1.3	Metodologie di rilievo "da terra": metodi, apparecchiature e valutazione del loro impiego		55
1.3.1	Metodi geoelettrici		57
1.3.1.1	<i>Metodo resistivo</i>		57
1.3.1.2	<i>Metodo di polarizzazione indotta</i>		60
1.3.1.3	<i>Metodo dei potenziali spontanei</i>		61
1.3.1.4	<i>Metodo mise à la masse</i>		62
1.3.2	Metodi elettromagnetici		62
1.3.2.1	<i>Metodo MAX-MIN</i>		64
1.3.2.2	<i>Metodo TURAM</i>		64
1.3.2.3	<i>Metodo VLF</i>		65
1.3.2.4	<i>Metodo TDEM</i>		66
1.3.3	Metodi magnetici		67
1.3.4	Metodo radar GPR		70
1.3.5	Metodo di individuazione di metalli		73
1.3.6	Metodo termografico		73
1.3.7	Metodi gravimetrici		75
1.3.8	Metodi sismici		78
	Bibliografia		81

Capitolo 2

	CARATTERIZZAZIONE CON INDICATORI BIOLOGICI		83
2.1	Introduzione		84
2.2	Indicatori di rischio, di effetto e di presenza		84
2.2.1	Indicatori di rischio e stima della criticità degli ammassi abusivi		84
2.2.2	Indicatori di effetto		89
2.2.3	Indicatori di presenza: uso di indicatori biologici		92
2.3	Metodi di caratterizzazione del suolo		95
2.3.1	Studio dei caratteri qualitativi degli Artropodi appartenenti alla meso e macrofauna edafica		97
2.3.2	Valutazione dell'entità di presenza e dell'attività metabolica di microrganismi autoctoni		102
2.3.3	Valutazione del potere genotossico		105
2.4	Metodi di caratterizzazione dei corpi idrici superficiali		106
2.4.1	Metodi di campionamento		108

2.4.2	Elaborazione dei dati raccolti	pag. 109
2.4.3	Applicabilità allo studio di ambienti inquinati da rifiuti pericolosi	112
2.5	Metodi di caratterizzazione della vegetazione	115
2.5.1	Utilizzo dell'analisi floristica per la localizzazione dei siti interessati da ammassi abusivi di sostanze pericolose	115
2.5.2	Evidenziamento di specie guida	117
2.5.3	Deduzione dei caratteri differenziali (floristici e vegetazionali) rispetto ai siti non interessati da discariche	122
2.5.4	Analisi fotogrammetrica integrata da osservazioni dirette	124
2.6	Il problema dell'eterogeneità caotica nella caratterizzazione degli ammassi abusivi	125
2.7	Conclusioni	125
	Bibliografia	129

Capitolo 3

	CAMPIONAMENTO E CARATTERIZZAZIONE CON INDICATORI CHIMICI	133
3.1	Piani di campionamento	134
3.1.1	Piani di tipo probabilistico	134
3.1.1.1	<i>Campionamento casuale semplice</i>	134
3.1.1.2	<i>Campionamento casuale sistematico</i>	134
3.1.1.3	<i>Campionamento casuale stratificato</i>	135
3.1.2	Piani di tipo non probabilistico	135
3.1.3	Conclusioni	135
3.1.4	Campionamento casuale sistematico: confronto fra maglie quadrate e maglie triangolari	135
3.2	Descrizione della procedura software per la determinazione delle coordinate cartesiane dei punti di prelievo	137
3.3	Descrizione della procedura software per la determinazione della numerosità campionaria	139
3.3.1	Concetti statistici fondamentali	139
3.3.2	Numerosità campionaria	141
3.3.3	Procedura software per la determinazione della numerosità campionaria	143
3.4	Esempi applicativi	144
3.4.1	Messa a punto del piano di campionamento	144
3.4.1.1	<i>Campionamento casuale sistematico</i>	144
3.4.1.2	<i>Campionamento casuale semplice</i>	145
3.4.2	Determinazione della numerosità campionaria	145
3.5	La mobilità degli inquinanti e le prove di cessione	159
3.5.1	La mobilità degli inquinanti nel suolo e nella vegetazione	160
3.5.1.1	<i>Mobilità nel suolo</i>	160

3.5.1.2 <i>Mobilità nella vegetazione</i>	pag. 162
3.5.2 Concentrazione limite nelle acque di falda e nei terreni	164
3.5.3 Il significato dei test di eluizione	164
3.5.4 I saggi di cessione	166
3.5.5 I test di eluizione ufficiali in Italia	169
3.5.5.1 <i>Osservazioni sui test di cessione</i>	171
3.5.5.2 <i>Valutazione di alcuni parametri nel test di cessione con acido acetico su campioni di rifiuti inertizzati</i>	172
3.5.6 Prove di cessione con acido acetico: risultati di un test interlaboratorio	177
3.5.6.1 <i>Impostazione del test circolare</i>	177
3.5.6.2 <i>Risultati del test circolare</i>	178
3.5.6.3 <i>Discussione dei risultati del test circolare</i>	180
3.5.6.4 <i>Risultati ottenuti in ulteriori sperimentazioni</i>	182
3.5.6.5 <i>Conclusioni sul test interlaboratorio</i>	187
3.5.7 Proposta di un test Standard Europeo	188
Bibliografia	191
Sintesi delle attività del progetto	193
Indice analitico	205

Prefazione

Questo volume appartiene a una nuova serie di pubblicazioni, nuova nel contenuto nella veste grafica, che la Fondazione Lombardia per l'Ambiente inaugura a conclusione del programma di valorizzazione dei risultati dei tre importanti progetti da essa promossi e finanziati fra il 1994 e il 1997. Si tratta di ricerche che, facendo perno sulla prevalente collaborazione di istituti universitari e di altri enti di ricerca della nostra regione, sono state proposte e sostenute dalla Fondazione per affrontare importanti questioni di inquinamento e degrado ambientale nel contesto del territorio regionale.

Le tematiche affrontate riguardavano rispettivamente:

1. la gestione del territorio in relazione allo smaltimento dei rifiuti tossico-nocivi (coordinatore Prof. Giuseppe Marchetti, Università di Pavia);
2. gli effetti dell'inquinamento sui sistemi agricoli e forestali (coordinatore Prof. Sergio Cocucci, Università di Milano);
3. la qualità dell'aria nell'area metropolitana milanese e i suoi riflessi sulla salute dell'uomo (coordinatore Prof. Paolo Beltrame, Università di Milano).

I progetti, una volta conclusi, sono stati oggetto di un'attenta opera di valutazione al fine del trasferimento dei loro risultati e della valorizzazione del **know how** maturato nel loro svolgimento. Questo processo è stato affidato a un gruppo di studio formato dai professori Demetrio Pitea (progetto 1), Francesco Sartori (progetto 2) e Bruno Rindone (progetto 3) e dall'avvocato Ada Lucia De Cesaris, esperta in diritto ambientale, per tutti gli aspetti relativi ai rapporti con la Pubblica Amministrazione.

In questo ambito, infatti, si erano voluti individuare gli "utilizzatori finali" dell'azione di trasferimento, secondo una metodologia adottata in sede comunitaria europea, volta a trasmet-

tere i risultati della ricerca scientifica a coloro che sul piano istituzionale (e in seconda istanza anche professionale e produttivo) hanno responsabilità nelle decisioni in campo ambientale. Si è pertanto impostato un programma di **auditing**, grazie anche al proficuo rapporto di collaborazione con l'assessorato all'Ambiente della Regione Lombardia, con le strutture tecnico-amministrative e regionali, per mettere a punto contenuti e finalità del programma di ricerca.

La pubblicazione di questo volume (accanto agli altri otto libri delle tre serie in pubblicazione) conclude questa fase di valorizzazione dei primi tre grandi progetti coordinati di ricerca che consideriamo di sicura rilevanza scientifica, sviluppati dalla nostra Fondazione.

Rivolgiamo un caloroso ringraziamento ai professori Demetrio Pitea, Bruno Rindone e Francesco Sartori e all'avvocato Ada Lucia De Cesaris che hanno diretto con impegno e competenza l'intero programma di valorizzazione insieme con il coordinatore scientifico della Fondazione Prof. Antonio Ballarin Denti. Siamo altresì riconoscenti per l'efficace collaborazione fornita dai funzionari della Regione Lombardia, responsabili dei settori oggetto delle singole opere, e che ringraziamo più specificatamente nelle pagine introduttive dei vari volumi. Gli uni e gli altri hanno fornito un prezioso contributo al nostro programma dimostrando – in coerenza con un paradigma culturale della nostra Fondazione – che scienza e azione politico-amministrativa nel campo ambientale possono trovare un terreno serio e costruttivo di collaborazione e sviluppo comune.

Il Presidente
Giovanni Bottari

Introduzione

La formulazione e la presentazione alla Fondazione Lombardia per l'Ambiente dello Studio di fattibilità per il Progetto di ricerca "Gestione del territorio e smaltimento dei rifiuti tossici e nocivi" risale al giugno 1992. Nello studio veniva messo in evidenza come le attività di R&S proposte fossero ampiamente giustificate dal sempre più frequente rinvenimento, quasi sempre casuale, di depositi o di ammassi abusivi di rifiuti potenzialmente pericolosi, distribuiti su tutto il territorio nazionale. In particolare, si rilevava la presenza di numerosi siti localizzati in aree a elevata densità di industrializzazione della Regione Lombardia, dei quali una frazione significativa non era direttamente originata da attività industriali ma dovuta allo smaltimento abusivo di rifiuti sul suolo, specialmente nelle adiacenze di importanti vie di comunicazione. Veniva peraltro messo in evidenza come questi eventi incrementassero nella pubblica opinione la già notevole associazione tra "elevato rischio" e "gestione del ciclo dei rifiuti" contribuendo, giustamente e significativamente, allo stabilirsi di situazioni di opposizione a qualsiasi tipo di intervento. Veniva infine evidenziato come la predisposizione dei Piani Regionali per la bonifica di aree inquinate (previsti dal DL 361/87, convertito con modificazioni nella legge 441/87) e dei relativi programmi e progetti di intervento, corredati dalla valutazione delle priorità e dalla stima dei costi, fosse resa difficile dalla carenza di metodologie di individuazione sistematica e di caratterizzazione dei siti nonché di definizione della qualità dei suoli e, quindi, di criteri decisionali ottimali rispetto alla messa in sicurezza e agli interventi di bonifica da effettuare in funzione del ripristino ambientale dell'area e del suo riutilizzo.

Oggi, a progetto di ricerca concluso, la sempre maggiore attualità di queste problematiche rende evidente la lungimiranza dei Proponenti il progetto e della Fondazione Lombardia per l'Ambiente che, dopo aver approvato il progetto esecutivo presentato nel giugno 1993, ha rapidamente finanziato le attività di ricerca, successivamente sviluppate negli anni 1994-1996. Nello stesso tempo, l'attualità giustifica l'ulteriore sforzo fatto dalla Fondazione per la trasfor-

mazione dei risultati delle ricerche in “strumenti operativi”, capaci di evidenziare il carattere sinergico della collaborazione tra il livello istituzionale e il livello scientifico.

Gli obiettivi del Progetto di ricerca “Gestione del territorio e smaltimento dei rifiuti tossici e nocivi”, del quale era Coordinatore Scientifico il Prof. Giuseppe Marchetti dell’Università degli Studi di Pavia, comprendevano: l’individuazione e il censimento, tramite sistematici piani d’indagine nella Provincia di Pavia, delle aree contaminate a seguito di smaltimento abusivo di rifiuti potenzialmente pericolosi; la loro caratterizzazione, soprattutto ai fini della valutazione del rischio ambientale; la conseguente determinazione delle priorità di intervento; la definizione delle modalità di bonifica o di messa in sicurezza e di recupero finale. Accanto a questi obiettivi, rilevanza non secondaria hanno avuto lo studio di nuove tecnologie di trattamento e di smaltimento di rifiuti potenzialmente pericolosi e gli aspetti giuridici e finanziari.

Per la realizzazione di questi obiettivi, le attività erano state articolate su due linee di ricerca, fra loro strettamente interconnesse:

- **La Linea 1**, della quale era responsabile scientifico il Prof. P.L. Vercesi, aveva per oggetto lo studio dei “Metodi di individuazione, di bonifica e/o di messa in sicurezza e di recupero territoriale delle discariche e degli ammassi abusivi, o comunque non regolamentati, di sostanze tossiche e nocive”.
- **La Linea 2**, della quale era responsabile scientifico il Prof. V. Riganti, aveva per oggetto lo studio di “Nuovi criteri di individuazione di siti ambientalmente idonei alla realizzazione di impianti di stoccaggio provvisorio o definitivo (discariche) di rifiuti tossici e nocivi, con definizione delle tecniche di realizzazione, di conduzione e di recupero finale”.

La natura tipicamente interdisciplinare dei problemi da affrontare richiedeva competenze specifiche nei campi della chimica, della geologia, dell’ingegneria sanitaria, della biologia e microbiologia, della fisica, della medicina del lavoro, delle scienze ambientali, delle scienze economiche e delle scienze giuridiche.

Per soddisfare queste esigenze, erano state attivate 12 Unità Operative (UO) facenti capo all’Università degli Studi di Pavia, all’Università degli Studi di Milano, al Politecnico di Milano e all’Istituto per l’Ambiente di Milano: le UO avevano differente estrazione scientifica e precedenti sostanziali esperienze nel settore.

Alla ricerca ha partecipato anche un gruppo di lavoro dell’Università di Pavia.

Complessivamente, alle attività di ricerca hanno partecipato 75 ricercatori, fra i quali 15 professori ordinari, 20 professori associati, 20 ricercatori universitari, 11 tecnici universitari e 9 neolaureati (con contratti di formazione).

Per l’acquisizione di alcune tipologie di dati è stato necessario ricorrere a collaborazioni esterne. Tra queste, alcune hanno avuto il carattere di vera e propria collaborazione scientifica e hanno portato, di fatto, alla costituzione di nuovi gruppi di lavoro. Una esperienza ha coinvolto l’Istituto CNR-IRRS di Milano e il Centro CNR-ITS di Pomezia, Progetto LARA (Laboratorio Aereo Ricerche Ambientali).

Altre collaborazioni sono state stabilite per servizi e fornitura di attrezzature. Rientrano in questa categoria le sperimentazioni di carattere geofisico eseguite con la collaborazione

della Società GEOINVEST di Piacenza e l'esecuzione di foto dall'alto, effettuata con la collaborazione di Aeroclubs locali.

Molto significativa è anche la collaborazione instaurata fra alcune UO (n° 3, 4 e 5) e il "Gruppo Italiano", coordinato da ENEA-UNICHIM, nell'ambito del Programma di ricerca "Studio comparativo su siti contaminati", che operava nell'ambito di una iniziativa della CEE. Lo scopo era quello di mettere a confronto le tecniche e le metodologie utilizzate in diversi Paesi europei e finalizzate alle attività di bonifica di un sito per pervenire, in prospettiva, a una direttiva comunitaria in materia di recupero ambientale dei siti.

Infine, appare opportuno citare che il Consiglio Nazionale delle Ricerche, nell'ambito del Progetto Strategico "Sistemi naturali e antropici: analisi delle trasformazioni ambientali, modelli di controllo e ipotesi di intervento", ha inserito il Sottoprogetto "Identificazione, caratterizzazione e recupero di aree contaminate" che riprende ed estende alcuni temi del Progetto della Fondazione Lombardia per l'Ambiente; in questo Sottoprogetto sono inserite due UO coordinate dai professori G. Marchetti e V. Vaccari.

Di seguito, sono riportati i dati relativi alle linee di ricerca e alle Unità Operative. Nell'Allegato, sono schematicamente riassunte le attività di ricerca e i risultati ottenuti da ciascuna UO.

LINEE DI RICERCA E UNITÀ OPERATIVE

- **Valutazione di impatto ambientale delle discariche di rifiuti tossici e nocivi in relazione a differenti tipologie di intervento e di recupero**
Dipartimento di Biologia Animale - Università degli Studi di Pavia
Responsabile: Prof.S. Malcevschi
- **Criteri e metodologie di individuazione e caratterizzazione chimica di sostanze inquinanti in siti contaminati. Valutazione dei trattamenti in sito e negli impianti di rifiuti tossici e nocivi**
Dipartimento di Chimica Generale - Università degli Studi di Pavia
Responsabile: Prof. T. Soldi
- **Rifiuti tossici e nocivi: valutazione critica dei trattamenti di bonifica in sito e negli impianti**
Dipartimento di Chimica Generale - Università degli Studi di Pavia
Responsabile: Prof. V. Riganti
- **Strumenti economico-giuridici per il controllo e la gestione dei rifiuti tossici e nocivi**
Dipartimento di Ricerche Aziendali - Università degli Studi di Pavia
Responsabile: Prof. V. Vaccari
- **Aspetti geologici, idrogeologici, geomorfologici e geofisici connessi alle problematiche dell'individuazione e della bonifica delle discariche abusive occultate**
Aspetti geologici, idrogeologici, geomorfologici, geofisici e geotecnici inerenti all'individuazione e alla caratterizzazione di siti idonei alla realizzazione di discariche controllate e alle metodologie da seguire per la loro progettazione
Dipartimento di Scienze della Terra - Università degli Studi di Pavia
Responsabile: Prof. P.L. Vercesi

- **Criteri per la progettazione delle discariche controllate**
Dipartimento di Ingegneria Idraulica e Ambientale - Università degli Studi di Pavia
Responsabile: *Prof. G. Urbini*
- **I trattamenti chimico-fisici e biologici dei rifiuti tossici e nocivi**
Dipartimento di Ingegneria Idraulica e Ambientale - Università degli Studi di Pavia
Responsabile: *Prof. C. Collivignarelli*
- **Valutazione del rischio e definizione di metodologie di prevenzione e controllo a tutela della salute pubblica**
Dipartimento di Medicina Preventiva Occupazionale e di Comunità - Università degli Studi di Pavia
Responsabile: *Prof. C. Meloni*
- **Individuazione di fitocenosi correlate a substrati eterogenei di origine antropica**
Criteri geobotanici per la collocazione di discariche; reinsediamento della copertura vegetale su discariche; programma di monitoraggio sull'evoluzione dei ripristini della vegetazione
Istituto di Botanica - Università degli Studi di Pavia
Responsabile: *Prof. A. Pirola*
- **Tecniche di bonifica di terreni contaminati: valutazione dei campi di applicazione ottimali e delle procedure di svolgimento degli studi di fattibilità**
Dipartimento di Ingegneria Idraulica, Ambientale e del Rilevamento - Politecnico di Milano
Responsabile: *Prof. L. Bonomo*
- **Impatto di discariche sulle componenti biotiche e abiotiche dei corpi idrici superficiali e sotterranei**
Dipartimento di Scienze Ambientali - Università degli Studi di Milano
Responsabili: *Prof. R. Marchetti e Prof. A. Occhipinti*
- **Gli interventi sul percolato**
Formazione, trattamento e smaltimento del percolato prodotto da discariche per rifiuti speciali
Istituto per l'Ambiente - Milano
Responsabile: *Ing. G. Bressi*

I risultati prodotti da questo progetto di ricerca sono stati numerosi e ricchi di dati, informazioni e proposte di sicuro interesse.

Le esigenze di valorizzazione e trasferimento dei risultati, così come definite dalla Fondazione Lombardia per l'Ambiente, hanno tuttavia imposto di operare delle scelte nella realizzazione dei prodotti.

Le scelte effettuate non hanno una giustificazione di merito, ma sono fondate esclusivamente sull'esigenza di avviare l'attività di trasferimento in tempi rapidi e di rispondere alle richieste di informazione e approfondimento su temi specifici, individuati dall'amministrazione regionale in quanto ritenuti di maggiore attualità.

Pertanto, su questa base e per questa prima fase, il Gruppo di lavoro costituito per la valorizzazione del Progetto di ricerca "Gestione del territorio e smaltimento dei rifiuti tossici e nocivi" ha predisposto tre pubblicazioni che trattano, rispettivamente, i "Criteri per la valutazione della qualità dei suoli", la "Individuazione, caratterizzazione e campionamento di ammassi abusivi di rifiuti pericolosi" e i "Criteri per la realizzazione di impianti di stoccaggio di rifiuti residui".

Queste pubblicazioni sono il risultato di uno specifico lavoro di organizzazione, sistemazione e, in alcuni casi, implementazione di quanto emerso dal lavoro svolto dalle Unità Operative esplicitamente citate in ciascun volume.

Ciascuna delle tre pubblicazioni, il cui contenuto è descritto nelle relative introduzioni, ha un obiettivo specifico. In particolare: la prima vuole fornire strumenti di base e procedure operative per poter procedere nella valutazione della qualità dei suoli; la seconda vuole fornire una panoramica dello stato dell'arte delle metodologie di individuazione e caratterizzazione di siti oggetto di scarico abusivo; la terza vuole fornire strumenti di base da utilizzare per l'individuazione dei siti, per la progettazione e costruzione di discariche, per il loro collaudo e gestione.

Come detto, un importante supporto nella realizzazione di queste pubblicazioni è stato fornito dalla Regione Lombardia; si desidera, in particolare, ringraziare l'Ing. Mille e il Dr. Di Nuzzo, che hanno collaborato e fornito preziosi consigli per il perseguimento dell'obiettivo di fornire prodotti accessibili e utilizzabili anche da parte di chi ha precise responsabilità operative oltre che istituzionali.

Infine, è importante rilevare che il Gruppo di lavoro ha già individuato altre possibili pubblicazioni, con le quali concludere il programma di trasferimento e valorizzazione di tutti i risultati della ricerca. Questa possibilità è oggi oggetto di valutazione da parte della Fondazione.

**Demetrio Pitea
e Ada Lucia de Cesaris**

Premessa

In questo volume vengono riportati i risultati delle ricerche condotte per lo sviluppo e validazione di metodologie per l'individuazione, la caratterizzazione e il campionamento di ammassi abusivi "occulti" di rifiuti pericolosi. Questo era l'obiettivo primario ma è evidente che, nella maggior parte dei casi, le metodologie di individuazione possono essere utilizzate anche per discariche abusive "in esercizio" e quelle di caratterizzazione e campionamento possono essere estese anche a discariche di RSU, in esercizio o dismesse. È opportuno anche ricordare che lo spettro delle metodologie utilizzate o sviluppate, pur essendo molto ampio, è stato selezionato in base ai criteri indicati nei singoli Capitoli e non copre, nè potrebbe coprire, l'intero arco delle conoscenze in questo settore.

Nel Capitolo 1 sono riportati i risultati ottenuti e ottenibili quando l'individuazione, la caratterizzazione e il monitoraggio sono effettuati con metodi fisici. La trattazione è suddivisa in due parti. Nella prima parte (Cap. 1.1) vengono discusse le apparecchiature, i metodi, i risultati e la valutazione della capacità operativa delle tecniche di rilievo "dall'alto" (telerilevamento e immagini radar), che comportano l'utilizzo di piattaforme aeree o di satelliti. Successivamente (Cap. 1.2), vengono riportati i risultati ottenuti utilizzando il telerilevamento aereo per lo studio di discariche di RSU, in esercizio o dismesse. Nella seconda parte (Cap. 1.3) vengono discusse le apparecchiature, i metodi, i risultati e la valutazione della capacità operativa delle tecniche di rilievo "da terra": metodi geoelettrici, elettromagnetici, magnetici, radar, basati sulla conduttività elettrica dei metalli, termografici, gravimetrici e sismici.

Gli indicatori biologici utilizzabili per ottenere una stima del danno potenziale alla salute umana e agli ecosistemi, connesso a una esposizione a sostanze pericolose, sono stati raggruppati nelle seguenti tipologie: indicatori di rischio, indicatori di effetto e indicatori di presenza. Nel Capitolo 2 viene trattato il problema dell'utilizzo di questi indicatori per la caratterizza-

zione del suolo, dei corpi idrici superficiali e della vegetazione, anche ai fini delle analisi di rischio, e vengono riportati i principali risultati ottenuti.

Tradizionalmente, i metodi più utilizzati per la caratterizzazione di siti oggetto di discariche abusive sono di tipo chimico; conseguentemente, le tecniche maggiormente sviluppate per la predisposizione di piani di campionamento fanno essenzialmente riferimento al prelievo di campioni da sottoporre ad analisi chimiche.

Nell'ambito dell'attività di ricerca, tra i molti aspetti del problema, sono stati approfondite le tematiche relative alla formulazione dei piani di campionamento e, per quanto riguarda la caratterizzazione, quelle relative alla cessione di inquinanti al sistema acqua.

Nella prima parte (Cap. 3.1 - 3.4) viene presentata la metodologia sviluppata per la formulazione di piani di campionamento di ammassi di rifiuti. Dopo una discussione sulle principali tipologie di piani, vengono brevemente presentati i concetti fondamentali e le assunzioni fatte per la messa a punto della procedura operativa e lo sviluppo del relativo software. Vengono riportati inoltre una procedura operativa per la determinazione della numerosità campionaria e il relativo software appositamente sviluppato. Per maggiore chiarezza, sono riportati anche esempi applicativi, sotto forma di tabelle di **output** del calcolo.

Poiché gli aspetti statistici sono di importanza fondamentale ai fini della comprensione dei risultati, si è ritenuto utile inserire un paragrafo sul significato dei parametri statistici.

Nella seconda parte (Cap. 3.5) viene dapprima discusso il problema generale dell'utilità dei test di cessione ai fini della previsione della qualità del percolato. Successivamente, vengono richiamati i diversi test di cessione disponibili e discusse le loro caratteristiche fondamentali. Infine, vengono riportati e discussi i risultati della sperimentazione comparativa effettuata con l'obiettivo di verificare l'efficacia delle diverse metodiche e di proporre miglioramenti e standardizzazioni.

*In questo volume sono riportati i risultati dell'attività
di ricerca svolta nell'ambito del progetto
“Gestione del territorio e smaltimento
dei rifiuti tossici e nocivi” dalle unità operative:
UO 1, responsabile Prof. S.Malcevschi; UO 2, responsabile
Prof. T. Soldi; UO 3, responsabile Prof. V.Riganti;
UO 5, responsabili Proff. G. Marchetti
e P.L. Vercesi; UO 8, responsabile Prof. C. Meloni;
UO 9, responsabile Prof. A.Pirola.*

*Il volume è stato elaborato e redatto da un gruppo di lavoro coordinato
dal Prof. Demetrio Pitea e dall'Avv. Ada Lucia De Cesaris
e composto da: Ing. Cinzia Acaia, Dr. Elena Collina,
Dr. Catherine Fischer, Dr. Trine S. Jensen,
Dr. Marina Lasagni, Prof. Carlo Maria Marino,
Dr. Raffaella Pogliani.*

Capitolo 1

Metodologie di individuazione, caratterizzazione e monitoraggio, mediante metodi fisici, di siti oggetto di scarico abusivo

1.1 Metodologie di rilievo “dall’alto”: metodi, apparecchiature e valutazione delle loro capacità operative

1.1.1 Elementi di telerilevamento aereo e satellitare

I metodi di caratterizzazione di siti oggetto di discarica in esercizio o di individuazione di siti oggetto di discarica abusiva o comunque non regolamentati, anche occultati, si basano sulla misura di alcune proprietà fisiche specifiche che differenziano questi siti dai terreni circostanti.

Questi rilievi possono essere effettuati a distanza, con metodi di telerilevamento, o a diretto contatto del terreno (metodi geofisici).

L’uso delle tecniche di ripresa mediante sensoristica satellitare e aviotrasportata ha avuto negli ultimi anni, anche sotto la spinta e il desiderio di emulazione messi in moto da Progetti finanziati da Enti Pubblici (Ministero dell’Ambiente, Consiglio Nazionale delle Ricerche, Fondazioni, Consorzi di Ricerca ecc.) una certa, per quanto disordinata, diffusione.

Laddove queste riprese non siano state effettuate con il coordinamento o con il supporto di pluriennale e documentata esperienza, i risultati sono stati notevolmente sottodimensionati rispetto agli sforzi e, soprattutto, non hanno portato alla individuazione di metodologie certe, ripetitive e “aperte” non solo al controllo della comunità scientifica ma anche alla comprensione e al vaglio di un pubblico (amministrazioni e popolazione residente) sempre più ampio e attento che, nel maturare di una coscienza ambientale, richiede un trasparente accesso anche agli aspetti metodologici della raccolta dati.

Lo scopo di questa esposizione è quindi in linea con quanto affermato in precedenza e riveste aspetti di carattere procedurale e operativo, finalizzati alla individuazione di metodologie che costituiscano un riferimento nello studio dei vari aspetti del problema. Al di sotto di questo livello, i rilievi con tecniche di telerilevamento presentano margini di aleatorietà e di discrezionalità di analisi e di interpretazione tali da compromettere il contenuto “oggettivo” dell’informazione e, quindi, il suo corretto utilizzo.

Il *Remote Sensing* o *telerilevamento* è un insieme di tecniche che portano alla raccolta, alla misura e all’analisi di informazioni provenienti da “oggetti” distanti dall’osservatore o dagli strumenti di misura dallo stesso impiegati. L’astronomia è, storicamente, la più antica forma di telerilevamento: occorre però osservare che solo con l’avvento di strumenti per la misura delle caratteristiche geometriche, fisiche ed energetiche degli oggetti si è passati dalla semplice osservazione alla quantificazione, rendendo ripetibili e confrontabili i dati raccolti.

Gli aerei e i satelliti sono le piattaforme più comuni per l’effettuazione del telerilevamento.

Il termine telerilevamento viene correntemente ristretto ai metodi che impiegano energia elettromagnetica (luce, calore, onde radio) come mezzo per rilevare o per evidenziare le caratteristiche di un “bersaglio”. Questa definizione tende a escludere, nel linguaggio comune, le indagini elettriche, magnetiche, gravimetriche che misurano i campi di forze e le loro variazioni.

L’uso della fotografia aerea ha rappresentato il primo esempio applicativo delle tec-

niche di telerilevamento che, partendo da applicazioni iniziali di tipo ricognitivo, ha successivamente trovato impieghi di tipo topografico cartografico sempre più accurati per poi estendersi, per esempio, a studi geologici per ricerche minerarie e petrolifere o ad analisi tematiche del territorio e dell'ambiente in generale.

I successi ottenuti con l'applicazione di questo tipo di riprese, esplorando solo la parte visibile dello spettro elettromagnetico, hanno visto successivamente l'uso di altre regioni dello spettro stesso, con il raggiungimento di ulteriori e più sofisticati livelli di conoscenza sia strumentali sia interpretativi.

Il telerilevamento, inteso come telerilevamento elettronico per distinguerlo dal "fotografico", è però una tecnica relativamente recente. Gli sviluppi civili si sono progressivamente affermati in modo crescente a partire dalla fine degli anni Sessanta, coprendo diversi campi applicativi, dalla meteorologia allo studio della dinamica delle masse oceaniche, dalla geologia alle scienze agrarie, all'ecologia ecc.

Il rilevamento con sistemi non fotografici del tipo a scansione o a matrice sensibile costituisce, allo stato attuale della tecnologia, il mezzo di base per le misure radiometriche. Con queste misure è possibile rilevare, registrare ed elaborare in modo digitale, il più delle volte con una rappresentazione a immagini, non solo informazioni sugli aspetti dimensionali ma anche informazioni energetiche, quali la temperatura degli oggetti osservati e la struttura della loro superficie. Il livello delle informazioni registrate è estremamente accurato e tale da renderle confrontabili operativamente con dati di calibrazione e verifica di campagna e con misure di laboratorio.

In versione multispettrale e iperspettrale (si veda oltre), questi sistemi sono adatti a raccogliere informazioni su lunghezze d'onda che vanno dall'ultravioletto all'infrarosso "termico" in una serie discreta di bande contigue in grado di identificare, molte volte in modo univoco, oggetti o caratteristiche fenomenologiche di particolare interesse applicativo per studi di carattere ambientale, quali appunto quelli concernenti le discariche.

La ripresa, lo studio, l'interpretazione e la stesura di carte tematiche derivate da dati telerilevati richiedono l'integrazione di specialisti in telerilevamento e di esperti disciplinari, ai quali si devono unire i fotogrammetri, dal momento che non può esistere una carta tematica o, più attualmente, un sistema informativo georeferenziato, senza una carta topografica o un modello digitale del terreno quale supporto di base.

La tecnologia

Il telerilevamento è costituito quindi da un insieme di tecniche, mediante le quali si effettuano misure a distanza.

La raccolta e la distribuzione delle informazioni è resa possibile dallo sviluppo tecnologico dei sensori, della trasmissione a distanza dei dati e della loro elaborazione, presentazione e diffusione.

Poiché il "bersaglio" di queste analisi è il territorio nel suo complesso e quindi una superficie avente proprietà chimiche e fisiche differenti, da ciascuno dei "bersagli" analizzati saranno emesse o riflesse sotto forma di onde elettromagnetiche quantità differenti di energia.

Le operazioni alle quali sono sottoposti successivamente i dati ripresi vengono indicate come "analisi multispettrale" e si basano sulla marcata differenza esistente tra le

“risposte” di vari oggetti, presenti in una stessa scena, a specifiche lunghezze d’onda, nonché sulle notevoli variazioni della risposta che uno stesso oggetto è in grado di fornire quando analizzato in lunghezze d’onda differenti.

Il tipo di risposta (segnale) associato e associabile a ciascun oggetto, su una o più lunghezze d’onda, viene considerato una sua proprietà intrinseca, che consente di isolarlo dall’ambiente circostante: è la sua “firma spettrale”.

L’applicazione pratica avviene solitamente mediante l’uso di apparati elettronici atti all’elaborazione automatica di questi tipi di informazione.

I dati che più comunemente vengono sottoposti ad analisi di dettaglio si presentano su supporto analogico (fotografie, a stampa o su trasparente) oppure su nastri magnetici per calcolatore (CCT, *Computer Compatible Tape*).

Questi supporti danno luogo a due diverse metodologie di indagine: il sistema analogico, cioè l’esame “ottico” delle fotografie, costituisce solitamente l’approccio più comune e immediato alle tecniche di diagnostica ambientale mentre l’elaborazione elettronica, analogica e digitale, consente un notevole affinamento rispetto a tali tecniche.

Infatti, oltre che da un punto di vista statistico, la gestione estremamente veloce di un grosso volume di informazioni, ottenibile con l’elaborazione digitale dei dati, consente di perfezionare modelli volti all’individuazione di oggetti prefissati, per esempio indicatori specifici di determinate risorse, ovvero atti a fornire previsioni sull’evolversi di determinati fenomeni ambientali quali, per esempio, la diffusione di un certo tipo di inquinante, l’evoluzione della copertura vegetale, lo stadio di maturazione di certe colture ecc.

I sensori consentono la misura a distanza, la quale è basata essenzialmente sul comportamento delle superfici dei corpi rispetto alle onde elettromagnetiche nel visibile, nell’infrarosso e nelle microonde. Tali misure sono indirizzate al riconoscimento indiretto della struttura dei corpi o al rilevamento di alcune caratteristiche fisiche come, per esempio, la temperatura, oppure alla presenza e alla distribuzione spaziale di un certo elemento.

In questo senso, il telerilevamento consente, oltre a un’analisi qualitativa e descrittiva mediante immagini, anche un’analisi quantitativa a livello contenutistico, eseguibile automaticamente (*unsupervised*) o con il supporto di informazioni ausiliarie di varia sorgente (*supervised*).

Per un completo sfruttamento delle informazioni telerilevate sono necessarie misure di calibrazione da effettuare a terra, relative alle condizioni fisiche dell’atmosfera, dell’acqua e del terreno o, in taluni casi, come per l’inquinamento, a misure chimico-fisiche.

D’altra parte, perché queste misure siano significative rispetto ai fenomeni in studio, particolare attenzione dovrà essere posta all’individuazione dell’intervallo temporale (ora del giorno e periodo dell’anno) nel quale effettuare le misure stesse.

Un ulteriore elemento importante per valutare l’utilità delle misure è rappresentato dall’intervallo con il quale queste vengono messe a disposizione dell’utente. Vi sono infatti utilizzazioni che richiedono informazioni in tempo quasi reale, come nel caso del controllo di alcuni fenomeni di inquinamento; ve ne sono altre, invece, come nel caso di alcune carte tematiche, che possono essere di supporto a conoscenze e a decisioni con tempi cadenzati ma non immediati.

Lo spettro elettromagnetico

Lo spettro delle onde elettromagnetiche è suddiviso in intervalli spettrali, a seconda della lunghezza d'onda.

Gli intervalli che interessano la ricerca e lo studio delle discariche in generale e/o siti inquinati sono essenzialmente i seguenti:

0,35 - 0,75 μm	Luce visibile
0,75 - 1,00 μm	IR (infrarosso) vicino
1,00 - 3,00 μm	IR medio
3,00 - 15,0 μm	IR lontano
1 mm - 300 cm	Microonde

Per le lunghezze d'onda dell'IR lontano, indicativamente comprese tra 8 e 13 μm , si usa correntemente il termine "intervallo dell'IR termico" o "IR termico".

L'energia elettromagnetica emessa dal sole viene riflessa dagli oggetti della superficie terrestre, in particolare, nel visibile e nell'IR vicino; in funzione della loro temperatura, gli oggetti a loro volta emettono energia nell'infrarosso medio e, soprattutto, lontano.

L'assorbimento atmosferico ha un ruolo estremamente importante, influenzando notevolmente il rapporto radianza registrata/radianza originale (riflessa oppure emessa).

Inoltre, l'azione di assorbimento è selettiva; infatti, essa è variabile in funzione della lunghezza d'onda di assorbimento dei gas (o aerosol) e delle molecole presenti nell'atmosfera.

La trasmittività (o trasparenza) della radiazione solare nell'atmosfera è quindi variabile.

I sensori per lo studio delle risorse terrestri misurano l'energia riflessa ed emessa dalle superfici dei vari corpi presenti al suolo. Lo scopo del telerilevamento è riuscire a stabilire una corrispondenza tra la quantità e la qualità della energia riflessa o emessa e la natura o lo stato dei corpi, o delle superfici, dai quali l'energia proviene.

La percentuale di energia radiante incidente che viene riflessa (riflettanza) è determinata dalla struttura geometrica delle superfici, dalla natura e dalla composizione dei corpi (influiscono sulla riflettanza, per esempio, il contenuto in acqua di un terreno o di una vegetazione oppure il contenuto di particelle solide in sospensione in un corpo idrico) e dall'eventuale presenza di pigmenti. Per esempio, la clorofilla assorbe fortemente l'energia radiante a lunghezza d'onda intorno a 0,45 μm (blu) e a 0,65 μm (rosso), mentre riflette la radiazione verde, intorno alla lunghezza d'onda di 0,55 μm e, in misura ancora maggiore, nella regione dell'infrarosso vicino.

Dall'osservazione delle caratteristiche curve spettrali che si ottengono dalle misure si nota una netta distinzione tra gli elementi acqua, suolo e vegetazione.

Possono presentarsi situazioni miste, che sono la combinazione delle risposte ottenibili dai tre elementi principali. Spesso la realtà è complicata dalle variazioni di umidità e dalla natura stessa dei suoli. Il contenuto d'acqua, per esempio, modifica la risposta degli elementi alterando in parte anche la curva caratteristica. L'analisi di queste situazioni intermedie può risultare decisiva nel descrivere e caratterizzare i fenomeni che interessano l'area di discarica.

Dal dato all'informazione

L'intero processo di acquisizione di dati a distanza può essere distinto in 3 fasi principali:

- raccolta dei dati;
- elaborazione dei dati (correzione e *pre-processing*, *enhancement* e classificazione);
- interpretazione dei dati e loro rappresentazione tematica.

A loro volta, i sistemi per la raccolta di dati telerilevati si basano su quattro componenti fondamentali:

- sorgente di radiazione (sole, trasmettitore, flash fotografico ecc.);
- percorso trasmissivo (atmosfera);
- scena investigata (suolo, fiume ecc.);
- sensore (pellicola fotografica, scanner ecc.).

Ciascuna componente svolge un ruolo fondamentale nel determinare le proprietà della superficie terrestre misurabili con le tecniche di telerilevamento.

Sorgente di radiazione

A seconda della sorgente energetica, le superfici investigate riflettono preferenzialmente l'energia in bande diverse dello spettro elettromagnetico. La sorgente utilizzata può essere esterna al sensore adottato (telerilevamento passivo) oppure inclusa nello strumento stesso (telerilevamento attivo).

La sorgente esterna più comunemente utilizzata è il sole: l'energia riflessa dalla terra è misurata nei campi del visibile e dell'infrarosso. Se la sorgente utilizzata è un radar, l'energia riflessa, o retrodiffusa, si valuta nella regione delle microonde.

Indipendentemente dalla sorgente di radiazione, tutti i corpi con temperatura superiore allo zero assoluto emettono energia (legge di Planck) che può essere misurata, per esempio, tramite il telerilevamento nell'infrarosso "termico" o nelle microonde in modo passivo.

Percorso trasmissivo

Il percorso trasmissivo, di solito l'atmosfera, influisce in modo significativo sulla porzione di spettro che può essere utilizzata.

I gas atmosferici, infatti, interagiscono selettivamente con la quantità di energia trasmessa: questa interazione viene espressa mediante il concetto di "finestra atmosferica". Una finestra atmosferica è un intervallo di lunghezza d'onda nel quale l'atmosfera ha un effetto nullo, o comunque minimo, sull'intensità della radiazione proveniente dal sole o di quella emessa-riflessa dalla terra.

Occorre inoltre considerare anche l'azione del particolato, quale fumo o polvere, che può interferire con il percorso di trasmissione, con diffusione o assorbimento nell'intero spettro elettromagnetico.

Scena investigata

La scena è il soggetto di un'osservazione e comprende qualsiasi oggetto all'interno del campo di vista del sensore.

Il telerilevamento moderno è basato sull'interpretazione di variazioni misurabili di caratteristiche spettrali, temporali e spaziali delle superfici investigate. Queste caratteristiche possono essere proprie della superficie o essere modificazioni di parametri misurabili alla superficie ma indotte da variazioni nel sottosuolo.

a) Caratteristiche spettrali

Le caratteristiche spettrali (o firma spettrale) del bersaglio (oggetto o insieme di oggetti interni alla scena) sono date dalla variazione della riflettività in funzione della lunghezza d'onda considerata.

Nell'esempio di figura 1.1 sono riportate le firme spettrali caratteristiche di tre tipi fondamentali di superfici: vegetazione sana, suolo (secco e umido) e acqua limpida. Le curve in figura rappresentano l'andamento medio della riflettività, calcolato dalle misure eseguite su un elevato numero di superfici. Si noti come ciascuna curva sia specifica di una determinata superficie.

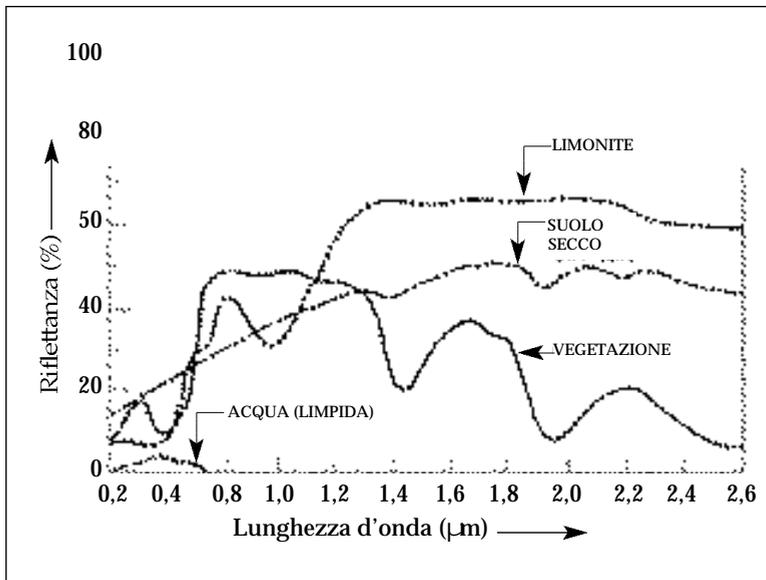


Figura 1.1 - Tipiche curve di riflettività per alcune superfici naturali: acqua limpida, suolo e limonite.

In generale, la configurazione di queste curve è un indicatore del tipo di superficie e delle sue condizioni. La riflettività delle singole superfici può variare considerevolmente sopra e sotto la media ma possono essere date alcune caratteristiche generali.

Per esempio, le curve di riflettività spettrale della vegetazione sana hanno quasi sempre un andamento del tipo "cima e valle". Le "valli" nella porzione visibile dello spettro sono determinate dai pigmenti fotosintetici delle foglie. La clorofilla, per esempio, ha un forte assorbimento negli intervalli di lunghezza d'onda centrati a circa 0,45 e 0,65 μm. Questo spiega perché la vegetazione sana appare di colore verde: a un elevato assorbimento nelle regioni del blu e del rosso, si affianca una forte riflessione nella banda del verde.

Per contro, la curva di riflettività spettrale dei suoli presenta un andamento "cima e valle" molto meno accentuato. Questo avviene perché i fattori che determinano la riflettività dei suoli agiscono in intervalli di lunghezza d'onda molto meno specifici. Questi fattori comprendono la tessitura (percentuale di sabbia, limo e argilla), la ru-

gosità superficiale, la presenza di ossidi di ferro e il contenuto di sostanze organiche. Tutti questi fattori agiscono in maniera complessa, variabile e interdipendente.

Infine, per quanto riguarda la curva dell'acqua, la caratteristica peculiare è l'assorbimento nell'infrarosso riflesso. In breve, si può dire che l'acqua assorbe energia in queste lunghezze d'onda sia come acqua libera (laghi, fiumi ecc.), sia come acqua all'interno dei suoli o della vegetazione. Questo assorbimento caratteristico consente, per esempio, la delimitazione dei corpi d'acqua o la valutazione dello stress idrico delle piante.

b) Caratteristiche temporali

Gli effetti temporali sono tutti quelli che determinano una variazione delle caratteristiche spettrali con il passare del tempo. Per esempio, nel corso del periodo di sviluppo, le varie specie vegetali cambiano le proprie caratteristiche spettrali quasi in continuità. Diventa dunque importante tenere ben presenti queste variazioni per prevedere le tipologie di dati che possono essere raccolti nei diversi momenti di ripresa. Un altro esempio è dato dall'uso delle riprese notturne e diurne per ricavare informazioni sulla risposta termica delle diverse superfici.

Se da un lato le variazioni temporali possono complicare l'analisi dei dati, dall'altro esse possono fornire informazioni chiave nel processo di interpretazione come, per esempio, nella discriminazione delle diverse colture agricole.

c) Caratteristiche spaziali

Queste caratteristiche interessano l'aspetto, le dimensioni e l'ubicazione degli oggetti investigati. Un effetto spaziale può essere dato, inoltre, dalla diversa risposta di una stessa specie vegetale in differenti regioni della terra, come conseguenza di differenti condizioni climatiche, idriche o pedologiche.

I sensori

Il tipo di sensore, o meglio la sua scelta, è una variabile del telerilevamento sulla quale l'operatore ha un controllo fondamentale. La scelta accurata di sensori funzionali all'indagine da condurre è la chiave per ottenere dati significativi, facilmente utilizzabili e con un corretto rapporto benefici/costi.

In linea generale, i sensori possono essere distinti in due categorie: quelli che forniscono misure (radiometri, spettrofotometri, scatterometri) e quelli che forniscono immagini (dispositivi a scansione, a matrice sensibile, macchine fotografiche ecc.).

Un'altra distinzione operativa è quella tra sensori passivi e sensori attivi. I primi misurano le radiazioni provenienti dalle superfici investigate, i secondi provvedono loro stessi a "illuminare" la scena, captando poi la radiazione di ritorno.

In breve, i principali sensori utilizzati nel telerilevamento sono:

- sensori fotografici (aerei e spaziali)

Questi strumenti e, in particolare, la fotografia aerea hanno una lunga storia nel campo della gestione ambientale. L'inizio dell'utilizzo di foto aeree può essere fatto risalire al primo decennio di questo secolo; sono noti tuttavia, esempi di riprese da palloni frenati effettuate in anni precedenti. Le foto aeree sono state dapprima effettuate solo nella porzione visibile dello spettro; gli ulteriori sviluppi civili, a partire dagli anni Cinquanta, hanno portato all'investigazione dell'IR vicino, con

conseguente espansione dei campi di applicazione; particolare attenzione è stata posta agli studi sulla vegetazione spontanea e coltivata.

- **Apparecchi a scansione multispettrali e iperspettrali e a matrice sensibile**
Sono strumenti che misurano la riflettività spettrale in diverse bande e registrano simultaneamente le informazioni raccolte.

L'analisi di questi dati è usata per discriminare (classificare) gli oggetti diversi in funzione delle loro caratteristiche spettrali. Sin dal 1972, i satelliti Landsat hanno fornito immagini della terra prima in quattro bande (scanner MSS) e poi in sette (TM); successivamente sono stati realizzati molti altri sensori con caratteristiche diverse in funzione degli usi cui erano destinati (tabelle 1.1 e 1.2).

Nello stesso periodo erano già disponibili apparati aeromontati operanti su diverse lunghezze d'onda dal visibile all'IR lontano, con numero di bande e capacità di registrazione, conversione ed elaborazione dei dati a complessità crescente.

Sensore	Bande	Intervallo spettrale (μm)	Risoluzione geometrica (m)
Thematic mapper	1	0,45 - 0,52	30 x 30
	2	0,52 - 0,60	30 x 30
	3	0,63 - 0,69	30 x 30
	4	0,76 - 0,90	30 x 30
	5	1,55 - 1,75	30 x 30
	6	11,40 - 12,50	120 x 120
	7	2,08 - 2,35	30 x 30

Tabella 1.1 - Caratteristiche dello scanner Thematic Mapper. Vantaggi: facile reperibilità dei dati; disponibilità di una banda nell'infrarosso termico; intervalli spettrali ottimali per le elaborazioni multibanda. Svantaggi: risoluzione geometrica inferiore a quella del sensore HRV dello SPOT-1; risoluzione dell'unità base (pixel) di 30 x 30 m nel visibile e NIR e di 120 x 120 m nel termico.

Sensore	Bande	Intervallo spettrale (μm)	Risoluzione geometrica (m)
HRV pancromatico	1	0,50 - 0,73	10 x 10
HRV - XS	1	0,50 - 0,59	20 x 20
	2	0,61 - 0,68	20 x 20
	3	0,79 - 0,89	20 x 20

Tabella 1.2 - Caratteristiche dei sensori montati a bordo dei satelliti SPOT 1 e 2. Vantaggi: miglior risoluzione geometrica disponibile attualmente da sensori spaziali; possibilità di riprese stereoscopiche; sostituisce l'aereo per coperture a media-piccola scala. Svantaggi: banda pancromatica unica che comprende interamente l'intervallo del visibile; difficoltà di reperimento dati e alto costo.

Un vantaggio degli spettrometri di immagine, rispetto alle fotografie aeree, è che forniscono due tipi di informazioni: immagini (forma degli oggetti) e risposta spettrale (qualità e/o tipo degli oggetti); inoltre, la forma digitale dei dati consente l'uso di tecniche di analisi e classificazione rapide e sofisticate.

Esempi di utilizzo dei dati multispettrali sono la descrizione della copertura (*land cover*) e dell'uso del suolo (*land use*), della biomassa vegetale, delle tipologie di suolo e di vegetazione, di vari parametri riguardanti i corpi idrici ecc.

- **Sensori termici**

Questi sensori misurano direttamente l'energia emessa dalle superfici investigate. Le variazioni di radianza superficiale e i dati termici possono in generale essere utilizzati per sviluppare mappe delle condizioni superficiali del paesaggio, come l'evapotraspirazione, i pennacchi termici degli impianti industriali o degli scarichi in acqua, le aree di attività vulcanica e geotermica, le isole di calore nelle zone urbane ecc.

Nelle strumentazioni più avanzate, la sensoristica termica e quella multispettrale/iperspettrale sono riunite in un unico apparato.

- **Sensori a microonde**

Il telerilevamento passivo a microonde misura sostanzialmente le proprietà dielettriche delle superfici dalle quali dipende l'emissività in questo intervallo spettrale (0,83 mm - 133 cm). Poiché le proprietà dielettriche dipendono strettamente dall'umidità delle superfici, le misure nell'intervallo delle microonde possono essere correlate con il contenuto in acqua dei suoli e delle nevi. La relazione che lega umidità, proprietà dielettriche e risposta delle microonde, unita alla capacità dei sensori a microonde di penetrare la copertura delle nubi, rende possibile l'utilizzo di questo strumento per la misura dell'umidità delle superfici in qualsiasi condizione atmosferica.

I sistemi a microonde attivi (RADAR) indirizzano l'energia verso la superficie da investigare e misurano la quantità di energia retrodiffusa. In questo caso, oltre alle proprietà dielettriche, gioca un ruolo fondamentale la rugosità della superficie; il suo valore dipende dalla lunghezza d'onda investigante.

- **Sensori a radiazioni gamma**

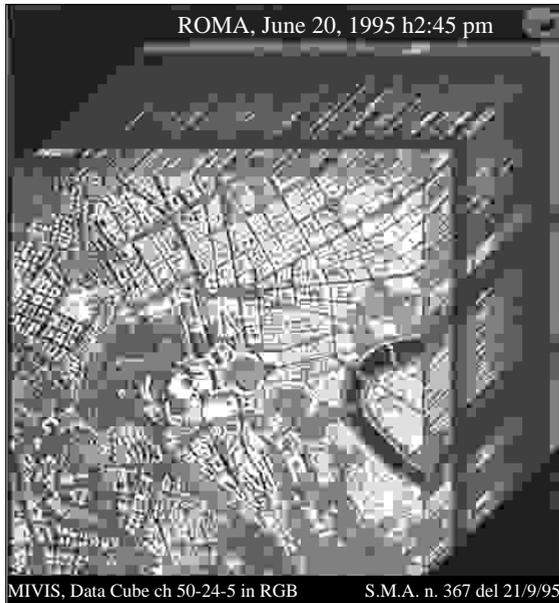
Si basano sull'attenuazione della radiazione gamma a opera dell'acqua nei suoli o negli strati nevosi.

Molti suoli hanno un flusso di radiazioni gamma che si origina dalla presenza naturale di radioisotopi come K_{40} , U_{238} e Ti_{908} . Solitamente, il 90% della radiazione naturale ha origine nei primi 20 cm di suolo.

La procedura generale si basa sull'acquisizione di una misura di riferimento (in condizioni di neve secca o in assenza d'innnevamento), seguita da una misura in presenza di neve o di aumento di umidità (del suolo o della neve). L'attenuamento del flusso rilevato con la seconda misura è ricollegabile alla variazione di umidità del suolo o all'equivalente nevoso in acqua.

Il concetto di "iperspettrale"

Il termine "iperspettrale" si riferisce alla molteplicità di canali di registrazione a intervalli di lunghezza d'onda relativamente stretti. La *figura 1.2* rappresenta il concetto di "cubo immagine". L'insieme di immagini (210 nel caso dell'AVIRIS-NASA, 102 nel ca-



AA 5000 MIVIS DAEDALUS
102 canali spettrali

Figura 1.2 - Rappresentazione del cubo immagine.

so del MIVIS-Consiglio Nazionale delle Ricerche) forma un cubo immagine. Gli assi X e Y si riferiscono alla superficie o alla posizione del pixel al suolo; il terzo asse, alle lunghezze d'onda. Questo asse si estende dall'ultravioletto all'infrarosso termico, attraverso il visibile, l'infrarosso vicino e il medio. Lo scopo è quello di analizzare tutti i fotoni riflessi e irradiati e di essere in grado di muoversi avanti e indietro lungo il terzo asse del cubo immagine associando, valutando e confrontando qualunque immagine ottenuta in bande spettrali diverse.

L'elevato numero di bande porta a un grande volume di dati nei sistemi di raccolta, trasmissione, riduzione e manipolazione dati; per ovviare a questo problema, sono stati messi a punto sistemi di esplorazione delle informazioni raccolte che evitano l'impiego di bande non utili. Se l'obiettivo è ben definito, la risposta è più semplice: per indagini minerarie sono sufficienti da 30 a 40 bande; per determinare la quantità e la qualità di coperture vegetali ne bastano 20. Il problema è, ovviamente, nelle procedure di scelta delle lunghezze d'onda più significative in rapporto ai fenomeni in esame.

1.1.2 Le riprese dalla piattaforma aerea

1.1.2.1 Le riprese fotografiche

La fotografia pancromatica in bianco e nero e a colori

Il "sistema aereo" rappresenta la metodologia tradizionalmente più utilizzata per acquisire immagini fotografiche ed elettroniche, multispettrali/iperspettrali e radar nelle ricerche in campo ambientale.

I fotogrammi in bianco e nero rappresentano un punto di partenza per parecchie indagini di carattere ambientale, anche grazie al basso costo (¹) e alla facile reperibilità dei fotogrammi presso le ditte specializzate che effettuano rilievi aerei per conto terzi o presso l'Istituto Geografico Militare Italiano (IGMI).

Esso consente, per quel che attiene l'utilizzo di riprese fotografiche, l'impiego di immagini stereoscopiche che garantiscono, mediante la lettura anche con semplici strumenti ottici, una visione tridimensionale degli oggetti con varie caratteristiche spettrali (fotografie pancromatiche in bianco e nero o a colori; per quanto concerne l'infrarosso, bianco e nero o falso colore ecc.).

Un chiaro limite nell'utilizzo di queste fotografie è rappresentato dal periodo (stagione) della ripresa che, il più delle volte, è finalizzato ad applicazioni di tipo geometrico (produzione di carte clino-altimetriche); di conseguenza, la scala dei fotogrammi e il periodo della ripresa non sempre sono quelli ottimali per applicazioni tematiche a vocazione ambientale. Inoltre, la disponibilità di materiale preesistente è riferita a date ovviamente non modificabili in funzione delle necessità applicative; per quanto interessante, la valutazione è quindi, comunque, "a ritroso".

La fotografia pancromatica in bianco e nero (sensibilizzata per valori di lunghezze d'onda dello spettro elettromagnetico compresi fra 0,4 e 0,7 μm) è, di gran lunga, la più diffusa e, di conseguenza, la più utilizzata grazie al suo contenuto informativo, soprattutto per quel che attiene all'analisi delle "strutture" e delle "forme".

La fotografia a colori è da ritenersi migliore per la presenza di una risposta cromatica a colori reali che, a parità di potere risolutivo, risulta più efficace nella discriminazione di quelle aree, in alcuni casi di piccole dimensioni (cumuli, fosse di cava ecc.), che possono rappresentare zone potenzialmente interessate dalla presenza di scarichi abusivi.

Qualunque sia il tipo di pellicola utilizzata, la copertura stereoscopica è ottenuta secondo la modalità di "ripresa verticale": l'apparecchio fotografico è posizionato sull'aereo in modo tale che il suo asse ottico risulti verticale e normale alla direzione di volo. La copertura stereoscopica comporta una sovrapposizione "laterale", fra un fotogramma e quello successivo, variabile dal 55% al 90%, e una sovrapposizione "longitudinale" fra due strisciate contigue, che varia dal 5% al 55% (figura 1.3).

Negli studi che hanno come oggetto l'analisi morfologica del territorio, risulta di fondamentale importanza la percezione tridimensionale degli oggetti; in questo senso, è di aiuto il fenomeno della amplificazione delle altezze rispetto alle distanze (la cosiddetta "esagerazione del rilievo"), comunemente osservato in un modello stereoscopico e tanto più accentuato quanto più ridotta è la percentuale di sovrapposizione di due fotogrammi contigui.

L'uso delle foto aeree nell'individuazione delle discariche abusive è utile anche per la valutazione di elementi, quali la profondità di fosse di cava o l'altezza di cumuli, che sono difficilmente apprezzabili quando le dimensioni degli scarichi incontrollati di rifiuti sono ridotte; in questi casi, si devono utilizzare appositi strumenti binoculari, "stereoscopi" a più ingrandimenti, che consentono una visione in tre dimensioni dell'immagine.

¹ I prezzi variano dalle 10.000 lire a fotogramma, per le foto aeree pancromatiche in bianco e nero, alle 20.000 lire per quelle a colori (IVA inclusa).

A tal proposito, particolarmente significative risultano le fotografie aeree a grande scala, quali per esempio quelle 1:10.000 o 1:15.000, che hanno una risoluzione geometrica dell'ordine del decimetro e, allo stesso tempo, coprono un'area di quasi 6 km.

La procedura utilizzata prevede, in linea di massima, l'identificazione sulle immagini di discariche note, la rilevazione delle loro caratteristiche (cromatiche, tessiturali, geometriche e morfologiche) e la ricerca, sul resto della copertura fotografica, di elementi con caratteristiche simili.

L'esistenza di più coperture fotografiche di una stessa area consente inoltre di avere a disposizione delle serie di immagini, riprese in tempi anche molto diversi, che consentono un'analisi storica multitemporale del territorio in esame.

Se si pensa inoltre che, soprattutto nel Nord Italia, le discariche, controllate e incontrollate, impiantate in vecchie fosse di cava sono moltissime e che le stesse, per la loro elevata riflettività, risultano molto evidenti sulle immagini pancromatiche, risulta chiaro l'interesse che presenta la verifica, sul repertorio storico di aerofoto, della localizzazione e dell'evoluzione di vecchi siti di estrazione.

La fotografia all'infrarosso

La fotografia all'infrarosso, usata inizialmente nella metà degli anni Quaranta per identificare obiettivi militari mimetizzati da fogliame reciso, trova vasto impiego in indagini di tipo ambientale. Non di rado, oggi, viene impiegata negli studi di contaminazioni ambientali come, per esempio, nell'analisi di fioriture algali in laghi eutrofici o nella valutazione dei danni al manto arboreo causati da piogge acide.

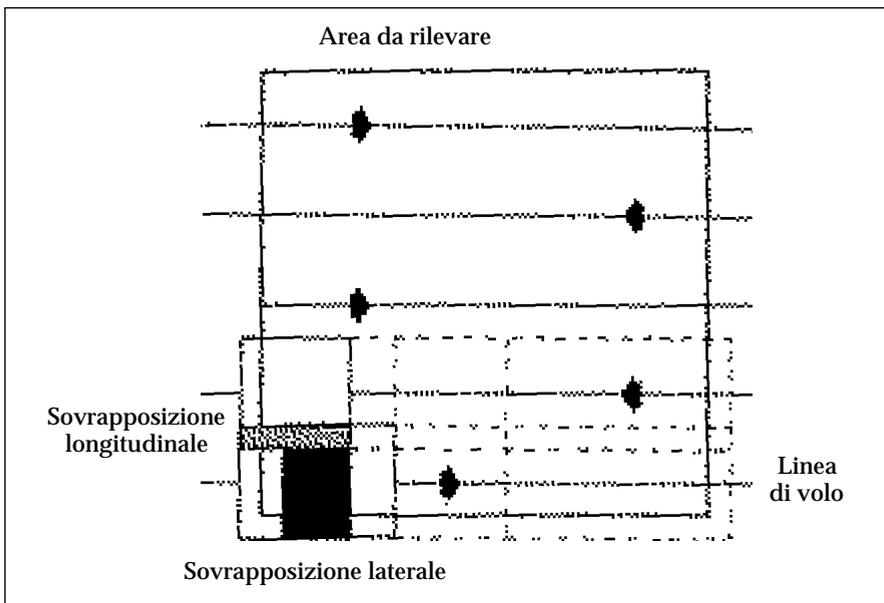


Figura 1.3 - Schema geometrico di una copertura aerofotografica stereoscopica verticale (Mantovani e Marcolongo, 1992).

Il suo utilizzo è basato sul fatto che la Terra diffonde radiazioni elettromagnetiche dalla sua superficie, principalmente come energia solare riflessa.

La parte dello spettro usata operativamente nel telerilevamento fotografico ambientale comprende il visibile e l'infrarosso vicino. In termini di lunghezza d'onda, si tratta dell'intervallo compreso tra circa $0,35 \mu\text{m}$ (350 nm) e $0,90 \mu\text{m}$ (limite massimo di sensibilità delle emulsioni all'infrarosso) e che, quindi, registra radiazioni riflesse anche nelle lunghezze d'onda superiori a quelle della luce visibile (ossia, maggiori di $0,75 \mu\text{m}$).

Questo tipo di fotografia si trova dunque nella zona immediatamente vicina al rosso visibile, da cui il termine comunemente usato di "infrarossa" o "all'infrarosso". In commercio, esistono riprese all'infrarosso bianco e nero (banda spettrale della pellicola compresa tra $0,4 \mu\text{m}$ e $0,9 \mu\text{m}$) e all'infrarosso falso colore (banda spettrale della pellicola compresa tra $0,5 \mu\text{m}$ e $0,9 \mu\text{m}$).

Le prime vengono utilizzate principalmente per analizzare il drenaggio e l'umidità dei suoli.

Le seconde hanno notevole applicazione nel riconoscimento di varie specie vegetali e nei rilievi forestali, in quanto permettono sia una migliore definizione del contenuto di umidità dei terreni che la definizione dello stato di salute delle piante.

Le immagini fotografiche che registrano le radiazioni infrarosse, riflesse o assorbite da un certo soggetto in modo differente in rapporto alla sua struttura molecolare consentono, infatti, di risalire alla natura intrinseca dell'oggetto impressionato.

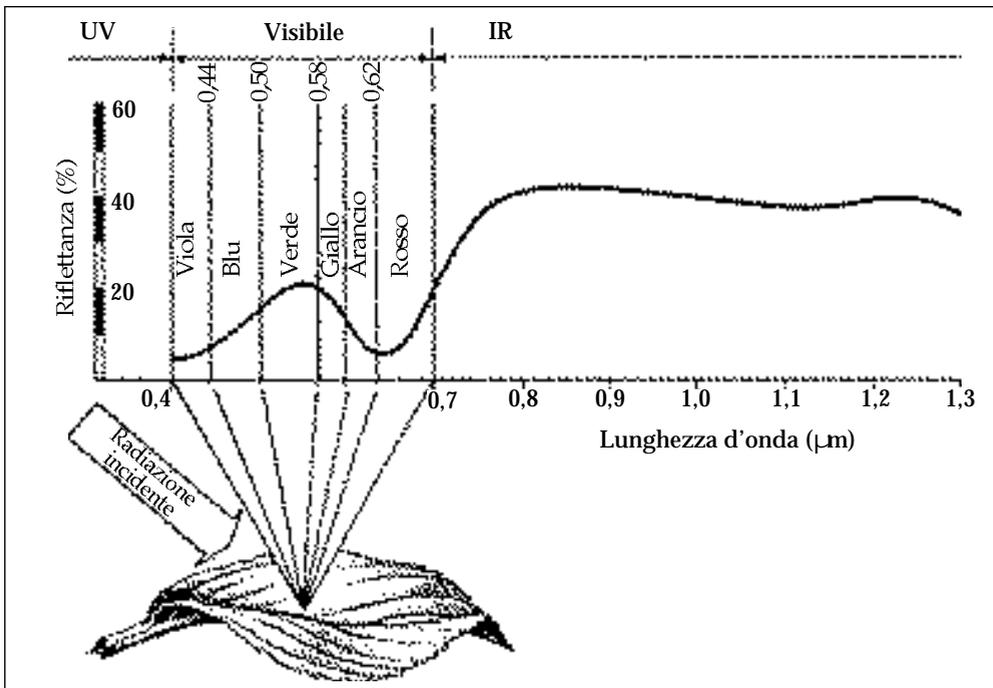


Figura 1.4 - Analisi della riflettanza fogliare.

Per quel che attiene le discariche in esercizio e dismesse e l'individuazione di discariche abusive emerge che, attraverso la valutazione dello stato di salute della vegetazione (estrapolabile dalla diversa colorazione, tendente al blu, assunta dalle parti malate), si possono ottenere significative indicazioni.

In ogni caso, attraverso un'analisi sistematica del territorio, è possibile escludere che siano interessate da danni ambientali tutte le zone nelle quali la risposta cromatica (colori magenta e rosso) è tipica della vegetazione "sana"; contemporaneamente, la presenza di risposte cromatiche anomale evidenzia l'esistenza di zone interessate da abusi o da gestioni non appropriate (quali, per esempio, le fosse di cava "ritombate", rilevate mediante raffronto multitemporale di foto aeree od riprese multispettrali/iperspettrali).

Ovviamente, non è possibile escludere che, in alcuni casi, la presenza di una copertura vegetale "sana" sia voluta e, quindi, funzionale al mascheramento di situazioni di pericoloso abusivismo.

Significativa, per le interpretazioni prima descritte, è la possibilità di acquisire riprese fotografiche "mirate", effettuate in momenti della giornata o in stagioni atte a meglio evidenziare i fenomeni citati (si pensi al ciclo fenologico della copertura vegetale, spontanea e non) in connessione con una ridotta presenza di umidità nell'aria (un eccessivo tasso di umidità può determinare una dominante tonalità azzurrognola nel fotogramma).

Allo stesso tempo, se la risposta cromatica interessa zone relativamente estese di vegetazione "sofferente", non vi sono particolari problemi legati alla scala dell'immagine: risultati soddisfacenti possono essere ottenuti anche utilizzando, nel fotogramma originale, scale piccole (quale, per esempio, quella 1:33.000), che consentono, tra l'altro, di analizzare vaste porzioni di territorio in tempi relativamente brevi utilizzando opportuni stereoscopi.

La peculiarità di questo tipo di immagini è data dalla possibilità di evidenziare la presenza di vegetazione sofferente, caratterizzata da una tipica colorazione tendente al ciano, associabile, in determinate situazioni ambientali e in assenza di stress dovuti a fenomeni meteorologici o idrogeologici locali, alla presenza di sostanze inquinanti nell'immediato sottosuolo.

L'infrarosso vicino, in particolare la parte della banda dell'infrarosso che va dai 750 nm ai 900 nm, viene utilizzata nel campo della fotografia IR bianco e nero e IRFC (Infrarosso Falsi Colori). Infatti, in questa banda (per la precisione, oltre i 700 nm) si ha un aumento considerevole, con un elevato grado di diversificazione (figure 1.4 e 1.5), della riflettanza delle parti verdi vegetali. Per questo motivo, le emulsioni all'infrarosso forniscono informazioni di estremo interesse per gli studi vegetazionali.

La bassa risposta di riflettività nella radiazione visibile è sostanzialmente dovuta all'alto assorbimento dei pigmenti delle foglie (²) (figura 1.6), principalmente della clorofilla, che utilizzano l'energia nel processo di fotosintesi.

Molto recentemente, la ricerca è stata diretta allo studio delle variazioni nella riflettanza delle foglie in aree con anomalie geochimiche conosciute. Su scala di laboratorio è stato dimostrato che la riflettanza delle foglie di differenti tipi di piante, specialmente per le lunghezze d'onda comprese tra 0,5 e 0,9 μm , corrispondenti all'assorbi-

² Le regioni spettrali di particolare assorbimento sono situate nel violetto e nel rosso. Nel verde l'assorbimento è minimo ed è per questo motivo che le foglie appaiono verdi alla vista e nelle normali pellicole a colori.

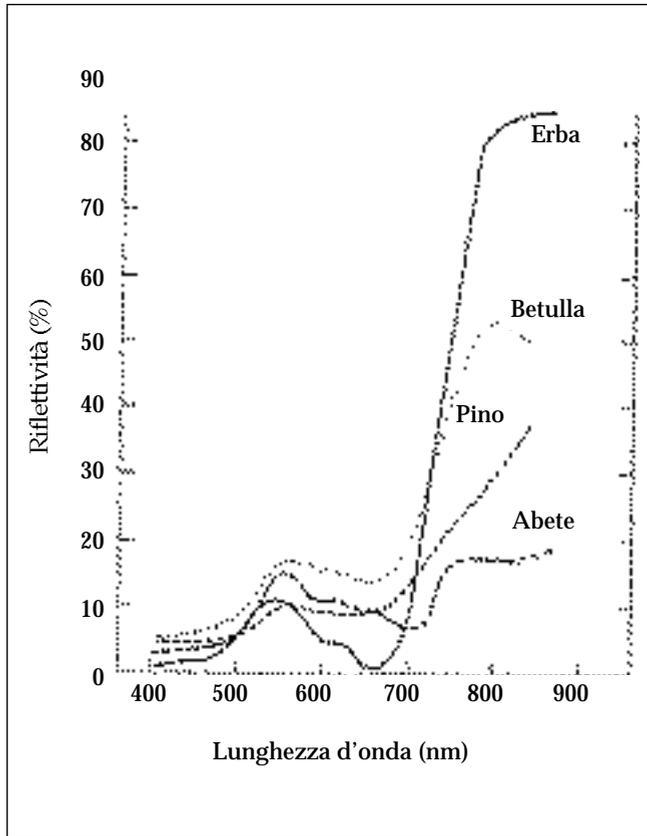


Figura 1.5 - Curva di riflettività per i vari tipi di foglie.

mento della clorofilla, diminuisce all'aumentare della concentrazione di metalli del suolo. Lo stress da metalli nelle piante avvelenate è anche evidenziato da uno spostamento verso lunghezze d'onda corte (spostamento verso il blu) nelle curve di assorbimento della clorofilla. Questa variazione della riflettanza è molto più debole delle variazioni indotte dalla densità della vegetazione, dalla morfologia del suolo e dall'angolo di incidenza della luce solare. Un altro problema è rappresentato dal fatto che, nelle regioni temperate, il contenuto in metalli nel suolo è di solito inferiore a quello registrato nelle zone tropicali, nelle quali inizialmente erano state condotte la maggior parte delle ricerche, e dal fatto che i fenomeni implicati sono essenzialmente di tipo transitorio, a causa del ciclo annuale di crescita delle foglie.

Nella maggior parte dei casi, comunque, le variazioni sono espresse come piccoli cambiamenti nella vegetazione causati dalla concentrazione (avvelenamento) di metalli nel suolo; la presenza di queste variazioni può essere dedotta osservando i cambiamenti tassonomici nelle associazioni vegetali, la clorosi o le variazioni nella riflettanza delle foglie.

Un aspetto molto importante da considerare, quando si interpretano immagini fo-

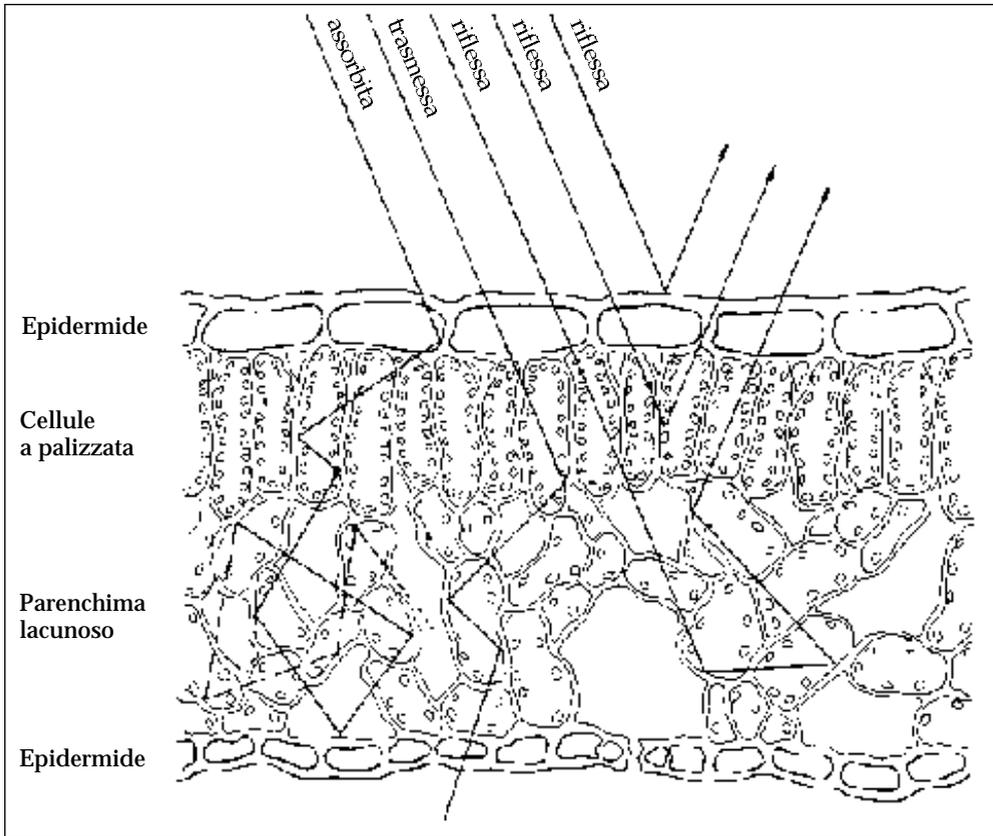


Figura 1.6 - Schema di struttura interna di una foglia e dei percorsi ipotetici della radiazione solare.

tografiche all'infrarosso, è legato alla tipologia e all'età delle foglie. La capacità che le foglie hanno di riflettere le radiazioni, e di conseguenza la loro resa cromatica, muta infatti durante lo sviluppo (generalmente, con la crescita della pianta, diminuisce la riflettività nel visibile e aumenta quella nell'infrarosso).

L'interpretazione del fotogramma all'infrarosso avviene pertanto attraverso l'analisi delle varie tonalità cromatiche. Le sperimentazioni effettuate e l'analisi bibliografica consentono di fornire alcune indicazioni di massima sul comportamento della vegetazione nella banda dell'infrarosso vicino (tabella 1.3).

1.1.2.2 Il telerilevamento aereo elettronico

Le immagini multispettrali e iperspettrali

Le piattaforme di ripresa aerea consentono di ottenere osservazioni di interesse locale e di disporre di informazioni su aree estese; la registrazione dei dati può essere effettuata alle basse, medie e alte quote (indicativamente 1000-10.000 m).

Soggetti	Resa nella fotografia all'IRbianco-nero	Resa nella fotografia all'IRfalso colore
Fogliame deciduo sano ⁽¹⁾	Molto chiaro	Rosso tendente al magenta
Fogliame malato ⁽¹⁾	Scuro	Verde o blu tendente al ciano
Fusti degli alberi ⁽¹⁾	Tendenzialmente scuri	Tendenzialmente neri
Conifere e sempreverdi ⁽¹⁾	Tendenzialmente scuri	Porpora scuro
Acqua ⁽¹⁾	Nero	Verde ciano molto scuro
Vapor acqueo ⁽²⁾	Molto chiari	Ciano molto tenue
Campi arati privi di vegetazione ⁽²⁾	Da chiari ad abbastanza scuri	Da verde ciano tenue

⁽¹⁾ Riflette l'infrarosso

⁽²⁾ Non riflette o riflette poco l'infrarosso

Tabella 1.3 - Resa cromatica di alcuni soggetti nelle immagini all'infrarosso bianco e nero e falso colore.

In passato, il Ministero dell'Ambiente aveva affidato all'Alenia SpA studi sulle discariche (progetto: *Messa a punto di metodologie utilizzanti il telerilevamento aereo avanzato per la localizzazione di discariche abusive*). I dati di questi studi sono stati acquisiti con uno strumento di registrazione multispettrale (Daedalus AADS 1268 a 12 canali).

I lavori più recenti svolti in Italia per lo studio e l'elaborazione di metodologie atte alla ricerca di discariche abusive e al monitoraggio di quelle in esercizio o dismesse sono stati realizzati dal Consiglio Nazionale delle Ricerche, CNR, nell'ambito del Progetto LARA (Laboratorio Aereo per Ricerche Ambientali). I dati sono stati acquisiti con il sensore iperspettrale MIVIS a 102 Canali; i risultati più recenti sono riportati nei capitoli successivi.

Di seguito, sono riportate le caratteristiche generali del progetto LARA e del sensore iperspettrale MIVIS.

Al fine di offrire alla comunità scientifica un'attività di supporto alla ricerca ambientale, il CNR, nell'ambito del Progetto Strategico "Clima, ambiente e territorio nel Mezzogiorno", ha istituito il progetto LARA per l'acquisizione di dati telerilevati da piattaforma aerea. Il Progetto possiede e gestisce il sistema a scansione MIVIS (Daedalus AA5000), capostipite di una nuova generazione di apparati sensoriali iperspettrali, che opera con un'elevata risoluzione spaziale e spettrale (tabella 1.4).

Il MIVIS (*Multispectral Infrared and Visible Imaging Spectrometer*) è uno strumento modulare costituito da quattro spettrometri che riprendono simultaneamente la radiazione proveniente dalla superficie terrestre nel visibile, nell'infrarosso vicino e nell'infrarosso termico. Il sensore è dotato di 102 canali dei quali 20 (spettrometro 1) riprendono nel visibile e vicino IR (0,43-0,83 μm), 8 (spettrometro 2) nell'infrarosso vicino (1,15-1,55 μm), 64 (spettrometro 3) nell'infrarosso medio (2,0-2,5 μm) e 10 (spettrometro 4) nell'infrarosso termico (8,2-12,7 μm).

La scelta dei canali e delle bande è stata fatta in modo da poter soddisfare le esigenze di ricerca per applicazioni in discipline scientifiche che utilizzano il telerilevamento, come la botanica, l'agronomia, la geologia, la pedologia, l'idrologia, l'oceanografia ecc.

Caratteristiche dello strumento
102 bande spettrali
Copertura spettrale compresa tra 0,43 e 12,7 μm
2 corpi neri selezionati a meno di 15°C e più di 45°C rispetto alla temperatura ambiente
Registrazione spaziale delle bande con un <i>Field Stop</i> ottico (IFOV) di 2,0 mrad
<i>Field Of View</i> digitalizzato 71,1°
Velocità rotazionali di scansione: 25, 16,7, 12,5, 8,3 e 6,25 scan/sec.
Scena ripresa per linea di scansione pari a 755 pixel
Controllo computerizzato in tempo reale della qualità dei dati
Digitalizzazione dei dati in 12 bit per pixel
Ampio range dinamico: massima temperatura della scena 1200°C
Sistema PAS (<i>Position and Attitude Sensor</i>): GPS, giroscopio, <i>flux gate compass</i>
Interfaccia operatore attraverso un <i>Touch Screen Display</i> con menù operativi

Tabella 1.4 - Strumento iperspettrale LARA MIVIS.

Caratteristiche spettrali dei canali MIVIS e indicazione sul tipo di utilizzo (indicativo)		
<i>Spettrometro 1</i>		
Ch 1	0,433-0,453	Clorofilla in acqua
Ch2	0,453-0,473	Sostanza gialla in acqua
Ch3	0,473-0,493	Controllo inquinamento in acqua; studi geologici
Ch4	0,493-0,513	
Ch5	0,513-0,533	Sedimenti sospesi in acqua; controlli sulle coste
Ch6	0,533-0,553	
Ch7	0,553-0,573	Sostanza organica nel terreno; inventario forestale; studi sul fitoplancton
Ch8	0,573-0,593	
Ch 9	0,593-0,613	Uso del suolo; presenza di clorofilla in acqua; studi di mineralogia
Ch 10	0,613-0,633	
Ch 11	0,633-0,653	Mappe geologiche
Ch 12	0,653-0,673	Mappe geologiche
Ch 13	0,673-0,693	Tettonica; produttività del suolo; studi sulle piogge acide
Ch 14	0,693-0,713	
Ch 15	0,713-0,733	Erosione
Ch 16	0,733-0,753	Sedimenti sospesi in acqua
Ch 17	0,753-0,773	Mappe geologiche

(segue)

Caratteristiche spettrali dei canali MIVIS e indicazione sul tipo di utilizzo (indicativo)		
<i>Spettrometro 1</i>		
Ch 18	0,773-0,793	Inventario forestale
Ch 19	0,793-0,813	Struttura della vegetazione
Ch 20	0,813-0,833	Struttura della vegetazione
<i>Spettrometro 2</i>		
Ch 21	1,150-1,200	Contenuto ferroso del terreno
Ch 22	1,200-1,250	Contenuto ferroso del terreno
Ch 23	1,250-1,300	Caratteristiche legate all'assorbimento di ossigeno da parte del terreno
Ch 24	1,300-1,350	Umidità dei suoli
Ch 25	1,350-1,400	
Ch 26	1,400-1,450	
Ch 27	1,450-1,500	
Ch 28	1,500-1,550	
<i>Spettrometro 3</i>		
Ch 29 (64 canali con ampiezza pari a 0,008 μm)	2,000-2,500	Mappe geologiche; studi di mineralogia; litologia; studi sull'umidità del terreno ecc.
<i>Spettrometro 4</i>		
Ch 93	8,200-8,600	Controllo inquinamento termico
Ch 94	8,600-9,000	Clorofilla in acqua
Ch 95	9,000-9,400	Mappe degli incendi
Ch 96	9,400-9,800	Mappe geologiche
Ch 97	9,800-10,20	Umidità del terreno
Ch 98	10,20-10,70	Sedimenti sospesi in acqua; vapore acqueo; temperatura dell'acqua
Ch 99	10,70-11,20	
Ch 100	11,20-11,70	Ricerche sullo spandimento di olio
Ch 101	11,70-12,20	Litologia
Ch 102	12,20-12,70	Studi sulle piogge acide

Tabella 1.5 - Scanner MIVIS: bande spettrali, intervalli di frequenza (in μm) e relativi campi di applicazione.

Nella *tabella 1.5* sono riportati, per ciascuno dei quattro spettrometri, le bande spettrali, gli intervalli di frequenza (espressi in μm) e le possibili applicazioni per le quali le diverse bande possono dare un contributo informativo.

La risoluzione spaziale del sensore è di 2 millirad e varia quindi in funzione dell'al-

tezza della piattaforma: a 12.000 m, la risoluzione del pixel al suolo è pari a 24 x 24 m; la risoluzione aumenta progressivamente al diminuire della quota di ripresa, fino a essere pari a 2 x 2 m per un'altezza di 1000 m.

Il MIVIS è costituito da cinque distinte componenti chiamate sottosistemi:

- la “testa di scansione” è costituita da elementi ottici, dal motore che controlla la scansione e da due corpi neri di riferimento. Lo “spettrometro” riceve l'energia dalla testa di scansione e la suddivide tra i 4 spettrometri;
- il “digitalizzatore” converte i 102 segnali analogici in forma digitale, sincronizzandoli con il sistema PAS;
- il “distributore di alimentazione” svolge funzioni di conversione;
- la *Moving Window Display e Monitor* riceve e verifica due immagini video dal digitalizzatore;
- il “registratore” VLDS (*Very Large Data Store*) è un registratore digitale per diverse velocità di scansione. I dati sono elaborati, archiviati e distribuiti dal sistema MIDAS (*Multispectral Interactive Data Analysis System*).

Riprese termiche e inerzia termica

Una ulteriore possibile applicazione delle immagini multispettrali e iperspettrali, che riguarda l'utilizzo delle riprese nell'infrarosso “termico”, è legata alla valutazione dell'inerzia termica, che rappresenta la misura della risposta termica delle varie superfici alle variazioni di temperatura diurne e stagionali.

Come le riprese aeree hanno da tempo dimostrato, il confronto tra immagini riprese sulla stessa zona in momenti diversi consente di evidenziare questo comportamento e di risalire alle tipologie di materiali presenti a terra. Nella pratica, il rilievo dell'inerzia termica può essere ricondotto alla registrazione di una immagine termica in condizioni di massimo e minimo carico solare, quando le differenze di temperatura dovute alle diverse velocità di raffreddamento raggiungono valori estremi.

Il valore calcolato di questo parametro consente di identificare oggetti quali depositi di rifiuti industriali sotto forma di fanghi o melme differenziandoli, ad esempio, da oggetti morfologicamente molto simili, quali i laghetti di cava. A causa della maggiore inerzia termica, gli ammassi di fanghi industriali sono sensibilmente più caldi del terreno circostante e, soprattutto, più caldi delle acque più o meno pure della falda affiorante (Zilioli *et al.*, 1992).

È inoltre possibile identificare ammassi anche sepolti di materiali con inerzia termica differente dalle zone circostanti. Infatti l'inerzia termica dipende non solo da variazioni dello strato superficiale del terreno ma anche da variazioni del sottosuolo, purché le profondità siano limitate; naturalmente, maggiore è la differenza di inerzia termica tra i corpi sepolti e il contorno, maggiore è la profondità alla quale il fenomeno può essere evidenziato.

Interessante a riguardo si è rivelato lo studio condotto dall'Alenia su diverse tipologie di discariche controllate di RSU; in particolare, lo studio iniziale è stato limitato, dal numero di bande spettrali disponibili, alle “firme spettrali” di tipi diversi di rifiuti o di sostanze inquinanti. Due voli effettuati in momenti diversi della giornata hanno inoltre consentito l'effettuazione di analisi di inerzia termica. Le sperimentazioni eseguite sia su discariche di RSU a cielo aperto sia su una discarica contenente bidoni me-

	Inerzia termica apparente	Anomalie termiche	Degrado territoriale	Danno vegetazionale
Rifiuti termicamente attivi				
Bidoni metallici scoperti	Sì	Sì		Sì
Bidoni metallici coperti	Sì	Sì	Sì	Sì
RSU scoperti	Sì	Sì	Sì	
RSU coperti	Sì	Sì		Sì
Rifiuti termicamente inattivi				
Liquami		Sì	Sì	

Tabella 1.6 - Correlazione tra tipologia di rifiuti e indicatori fisici rilevabili tramite telerilevamento aereo multispettrale.

tallici interrati hanno consentito di correlare alcuni parametri fisici, quali l'inerzia termica apparente e le anomalie termiche e magnetiche, i valori di resistività e il degrado territoriale, con la tipologia di rifiuti presenti sul territorio (tabella 1.6). Mediante metodi di analisi multispettrale e la valutazione dell'inerzia termica è stato possibile mettere in evidenza la presenza di aree caratterizzate da anomalie rispetto al contorno.

1.1.3 Le immagini da satellite

Il telerilevamento (TLR) da satellite consiste in un insieme di tecniche mediante le quali è possibile effettuare misure a grande distanza (700-900 km per i satelliti automatici "in movimento"; 30.000 km per quelli geostazionari) dell'energia riflessa ed emessa dalle superfici dei corpi presenti sulla superficie terrestre.

Data la notevole distanza tra il sensore e il bersaglio a terra, acquistano grande importanza la calibrazione degli strumenti e la conoscenza delle condizioni fisiche dell'atmosfera, dell'acqua e del terreno o, come per l'inquinamento, di parametri chimico-fisici.

A causa della bassa risoluzione spaziale di queste immagini, il contenuto di informazione delle immagini riprese dalle piattaforme orbitali attualmente disponibili, pur essendo elaborato con varie tecniche digitali, non può comunque portare a una definizione operativa inequivocabile dei corpi di discarica abusiva.

Infatti, con le risoluzioni geometriche a terra oggi disponibili, soprattutto per quanto riguarda le immagini multispettrali digitali (che sono quelle che meglio si prestano alle operazioni di elaborazione assistite da computer per il miglioramento dell'immagine), le dimensioni delle discariche abusive sono confrontabili al massimo con quelle di pochi pixel o, in alcuni casi, del singolo pixel (30 m x 30 m, valore indicativo per i satelliti LANDSAT, sensore TM; nel caso dei satelliti SPOT 1 e 2, nell'intervallo di lunghezza d'onda del visibile, verde e rosso, la risoluzione geometrica a terra è di 10 m x 10 m). Le stesse considerazioni valgono per le problematiche connesse al controllo e alla gestione delle discariche in esercizio.

1.1.3.1 Immagini fotografiche pancromatiche da piattaforme spaziali

Nel corso dei vari programmi di ricerca spaziale, sono state scattate numerose fotografie della superficie terrestre, dalle prime risalenti agli anni Sessanta fino a quelle ad alta qualità di tipo pancromatico bianco e nero e con caratteristiche stereoscopiche, riprese dalla *metric camera* nel corso dell'esperimento *Spacelab-1 stars* (effettuato nel 1983 a bordo dello *Space Shuttle*) e a quelle riprese dai satelliti russi con equipaggio umano (stazioni orbitali comprese). L'interpretazione delle immagini fotografiche si basa sullo studio di parametri spettrali e geometrici (tono, tessitura, struttura e forma), sviluppato attraverso le fasi successive di individuazione, identificazione, classificazione e deduzione, con processo analogo a quello dell'interpretazione delle immagini pancromatiche da aereo.

Il possibile contributo all'individuazione di discariche abusive sul territorio attraverso le fotografie acquisite da piattaforme orbitali si basa su un processo di analisi delle strutture territoriali e del loro confronto con quelle immediatamente adiacenti, per individuare le eventuali zone non omogenee con il territorio circostante, nelle quali approfondire le indagini.

In alcuni casi, risulta possibile operare un confronto diacronico per analizzare le variazioni strutturali intervenute sul territorio: possono essere così individuate le zone che hanno subito alterazioni, che devono essere considerate come zone "a rischio" che necessitano di indagini più approfondite.

Il problema maggiore per l'individuazione delle discariche abusive con questa metodologia è quello della scala, perché le modificazioni del territorio imputabili agli scarichi abusivi sono spesso troppo piccole per essere registrate o troppo poco caratterizzate per essere riconosciute.

1.1.3.2 Immagini multispettrali satellitari

Tutti i satelliti ambientali eseguono riprese in vari intervalli dello spettro elettromagnetico in modo da risultare il più possibile esaustivi nel riconoscimento diretto o indiretto degli elementi da individuare.

Riprendendo in più bande spettrali, si possono realizzare ottime rappresentazioni delle immagini digitali a pseudo colori, associando a tre bande i colori rosso, verde e blu (RGB = *red, green, blue*). In questo caso, le tinte risultanti devono essere interpretate in funzione delle bande scelte e del tipo di combinazione di colori associata.

Nelle *tabelle 1.1* e *1.2* sono state riassunte le specifiche tecniche dei sensori multispettrali montati a bordo dei più comuni satelliti, con una breve indicazione e confronto dei principali vantaggi e svantaggi.

I dati SPOT XS (multispettrali), pur offrendo una risoluzione geometrica (20 x 20 m) migliore dei dati *Thematic Mapper*, dal punto di vista spettrale sono limitati a 3 bande (verde, rosso, infrarosso vicino) che, agli effetti di questo tipo di indagine, appaiono insufficienti.

I satelliti di tipo Landsat operano su orbite circolari, quasi polari e eliosincrone; sono posti ad altezze di circa 920 km (1ª generazione: Landsat 1-2-3 con il sensore MSS, *Multispectral Scanner System*) e 705 km (2ª generazione: Landsat 4-5 con il sensore TM, *Thematic Mapper*). L'ampiezza delle strisciate è di circa 185 km, con un orientamento approssimativo nord-sud.

Nei Landsat 4 e 5, detti di 2ª generazione, l'orbita è stata studiata in modo che il sa-

tellite copra la stessa area, ogni 16 giorni alla stessa ora. Il Landsat 4, lanciato nel luglio 1982, è ancora parzialmente in funzione; il Landsat 5, lanciato nel marzo 1984, è tuttora completamente funzionante.

Le informazioni rilevate dagli strumenti di bordo e codificate in sequenze di cifre binarie da un convertitore analogico-digitale vengono trasmesse a terra e ricevute da una stazione al suolo in contatto radio diretto in linea d'aria con il satellite. La stazione di ricezione in Italia è situata nella piana del Fucino.

Il sensore MSS è caratterizzato da 4 bande spettrali. Le dimensioni dei pixel così ottenuti sono di 57 m (ovest-est) per 79 m (nord-sud). Le bande spettrali di funzionamento dei rivelatori, che permettono la ripresa multispettrale della stessa scena, sono indicate di seguito, assieme a una indicazione generale dei settori di applicazione:

Landsat MSS, banda n°:

- 1 0,5-0,6 μm (verde-giallo). Utilizzata per studi sui corpi idrici (buona penetrazione in acqua). Notevole effetto di diffusione atmosferica.
- 2 0,6-0,7 μm (arancio-rosso). Assorbimento della clorofilla; buona separazione fra diversi tipi di vegetazione e terreni nudi. Banda utile per analisi geometriche. Bassa diffusione atmosferica.
- 3 0,7-0,8 μm (rosso-infrarosso). Penetrazione ridotta in acqua; viene evidenziata la tessitura dei suoli. Poco usata per la sua alta correlazione con la banda successiva.
- 4 0,8-1,1 μm (infrarosso). Discrimina corpi idrici e terra; alto assorbimento dell'acqua. La vegetazione è molto riflettente, le latifoglie più delle conifere. Nuvole e manto nevoso sono vicini alla saturazione.

Il sensore *Thematic Mapper* (TM) è caratterizzato da 7 bande spettrali, con risoluzione geometrica al suolo del *pixel* di 30 x 30 m e con rappresentazione radiometrica a 8 bit. Le bande spettrali dei rivelatori, che permettono la ripresa multispettrale della stessa scena, sono indicate di seguito, assieme a una indicazione generale dei settori di applicazione.

Landsat TM, banda n°:

- 1 0,45-0,52 μm (blu-verde). Utilizzate per lo studio delle zone costiere; elevata penetrazione nei corpi idrici. Migliore discriminazione tra le conifere e le latifoglie rispetto MSS.
- 2 0,52-0,60 μm (verde). Stato di vigore della vegetazione; alta riflessione. Il rapporto TM1/TM2 fornisce informazioni sul contenuto in plancton e sul materiale organico in sospensione.
- 3 0,63-0,69 μm (rosso). Discriminazione tra i vari tipi di vegetazione grazie al diverso assorbimento della clorofilla. Evidenzia i limiti fra zone vegetate e superficie scoperte; il disturbo dell'atmosfera è più basso che nel visibile e le forme appaiono con maggiore contrasto.
- 4 0,76-0,90 μm (infrarosso vicino o "fotografico"). Utilizzata in studi sulla biomassa e sulla quantità d'acqua della vegetazione; valori massimi di riflessione della vegetazione. Adatta per la delimitazione delle masse d'acqua.
- 5 1,55-1,75 μm (infrarosso medio). La riflessione del manto fogliare è dipendente dal suo contenuto di umidità; si rileva quindi lo stress idrico della vegetazione. Molto utile per la differenziazione tra nuvole, che assorbono e appaiono scure, e il manto nevoso, che riflette.

6 10,4-12,5 μm (infrarosso lontano o “termico”). Rileva lo stress nella vegetazione. La radiazione è legata alla emissività e alla temperatura assoluta dei corpi (bilancio e inerzia termica).

7 2,08-2,35 μm (infrarosso medio). Scelta per la sua potenzialità nella differenziazione dei litotipi, in particolare in zone dove le rocce sono soggette ad alterazioni idrotermali sub-aree.

Il satellite francese SPOT 1 è in orbita dal 1986; il successivo, SPOT 2, dal gennaio 1990. La sua orbita è circolare, quasi polare, eliosincrona ed è a quota 832 km. Il satellite ricopre la stessa zona terrestre, alla stessa ora (10,30 a.m. locali all'equatore) ogni 26 giorni (con visione nadirale). La strumentazione a bordo, montata su uno scanner ottico-elettronico, è costituita da due strumenti di osservazione che definiscono il sistema *High Resolution Visible* (HRV).

I due strumenti sono stati progettati per operare sia nel visibile che nell'infrarosso, secondo due modalità:

- uno strumento opera in modo multispettrale in tre bande, delle quali due nel visibile, banda 1 (0,50-0,59 μm) e banda 2 (0,61-0,68 μm), e una nell'IR vicino, banda 3 (0,79-0,89 μm). Le tre bande sono “puntate” in modo specifico sulla curva spettrale della vegetazione. La sua risoluzione geometrica al suolo è di 20 m x 20 m;
- l'altro strumento opera in modo pancromatico (0,51-0,73 μm). La sua risoluzione geometrica al suolo è 10 m x 10 m.

Una caratteristica innovativa delle riprese SPOT è che l'asse di visione dei due strumenti può essere orientato, oltre che verticalmente (visione nadirale) rispetto alla superficie terrestre, anche obliquamente (visione fuori nadir) ruotando l'asse di visione di circa 27° rispetto alla verticale. Si possono così ottenere immagini stereoscopiche ed è possibile monitorare fenomeni in evoluzione a brevi intervalli.

1.1.3.3 Immagini termiche da satellite e studio dell'inerzia termica

Le immagini termiche (già utilizzate, come si è visto, nell'ambito delle riprese aeree con sensori multispettrali e iperspettrali) costituiscono un settore del telerilevamento satellitare che può essere proficuamente applicato al problema in esame.

A partire dagli anni Sessanta, i satelliti meteorologici della serie Tiros I, seguiti dalle successive generazioni dei satelliti Nimbus, Itos, NOAA e Meteosat, hanno registrato immagini termiche attraverso radiometri a scansione con risoluzione a terra, nella banda compresa tra 10,5 e 12,5 μm , di qualche chilometro. Il sensore VHRR (*Very High Resolution Radiometer*), montato sugli ultimi satelliti NOAA, raggiunge la risoluzione geometrica a terra di 1 km.

Altri tipi di satelliti, lanciati per studiare specificatamente le risorse terrestri, come Skylab, Explorer e Landsat 3-4-5, hanno registrato immagini con risoluzione più elevata. Il canale termico dello Skylab (*Multispectral Scanner S-192*) ha acquisito, nella banda compresa tra i 10,2 e 12,5 μm , immagini con celle di risoluzione a terra di 79 m x 79 m; i satelliti della serie Landsat 3-4-5 hanno trasportato radiometri con risoluzione a terra, nella banda termica (10,4 - 12,5 μm) di 238 m x 238 m (Landsat 3) e di 120 m x 120 m (Landsat 4 e 5).

L'interpretazione delle immagini termiche si basa soprattutto sull'analisi della tonalità, tessitura e struttura, unita a quella delle forme geometriche.

Le immagini termiche non hanno attualmente alcun impiego operativo ma, in futuro, potrebbero rivelarsi strumenti estremamente interessanti. Infatti, per esempio, l'anomalia termica causata dal biogas nel terreno circostante i camini di uscita delle discariche può superare i 5°C ed è quindi teoricamente rilevabile mediante immagini termiche (Del Pero *et al.*, 1986; Palla e Catena, 1988) riprese in condizioni ottimali; la sensoristica spaziale però non dispone attualmente di risoluzioni geometriche utili allo studio di questo tipo di effetti.

Una ulteriore possibile applicazione delle immagini termiche, quando la sensoristica spaziale si dimostrerà adeguata, è legata alla valutazione dell'inerzia termica, che rappresenta la misura della risposta termica delle varie superfici alle variazioni di temperatura diurne e stagionali. Come le riprese aeree hanno da tempo dimostrato, il confronto tra immagini riprese sulla stessa zona in momenti diversi può evidenziare questo comportamento, permettendo di risalire alle tipologie di materiali presenti a terra.

1.1.3.4 Analisi delle immagini satellitari e limiti nelle applicazioni allo studio delle discariche

Le metodologie utilizzate per analizzare le immagini da satellite nella ricerca dei siti di discarica spaziano dalla semplice analisi visuale all'analisi della distribuzione spaziale dei valori di radianza.

Di norma, l'analisi visuale delle singole bande, delle immagini-rapporto tra più bande e delle più comuni sintesi additive non conduce a risultati positivi, sia utilizzando le immagini Landsat TM che SPOT. La limitata risoluzione spaziale di questi sensori, rispetto al problema, rende molto difficile distinguere le discariche da altre situazioni presenti nel territorio quali, per esempio, cave attive o grandi cantieri edili.

Un'altra metodologia classica del telerilevamento è quella della classificazione sulla base dell'analisi del valore della riflettanza per ciascuna banda spettrale (firma spettrale); questa tecnica, applicabile sia da satellite che da aereo, è stata sperimentata in passato in Italia nell'ambito di un progetto congiunto tra industria, CNR ed ENEA, partendo da immagini multispettrali ottenute da uno scanner aerotrasportato a 12 canali. Il risultato è stato interessante ma ha messo in evidenza numerose difficoltà nella determinazione di una firma spettrale per le discariche, univoca e stabile nel tempo; di conseguenza, questo metodo non può essere proposto come la soluzione definitiva del problema (Grancini *et al.*, 1992).

Uno dei limiti del metodo dell'analisi multispettrale da satellite è che consente di valutare solo una parte del contenuto informativo delle immagini, senza esplorare l'aspetto altrettanto importante delle informazioni di carattere geometrico-tessiturale.

Partendo da questa considerazione, sono state proposte elaborazioni più o meno complesse delle immagini, che prevedono il filtraggio spaziale delle immagini alla ricerca delle zone che presentano alte frequenze di variazioni di radianza. L'idea è che un terreno con struttura caotica dovrebbe mostrare un indice potenziale di un certo interesse rispetto alla presenza di una situazione di disturbo del territorio (Brivio *et al.*, 1992; Gomasasca *et al.*, 1992).

Un altro indicatore molto diffuso e utilizzato per questi studi è quello legato al calcolo degli indici di vegetazione, quale ad esempio il NDVI (*Normal Difference Vegeta -*

tion Index). Infatti, anche se di norma le discariche sono oggetti molto piccoli e quindi difficilmente identificabili da satellite, molto spesso la zona in cui si manifesta la loro influenza negativa occupa una superficie molto maggiore: la rielaborazione delle immagini, con il calcolo di alcuni indici, può condurre quantomeno all'individuazione di zone sospette (Ferrer-Vidal Cortella *et al.*, 1993).

L'applicazione dei metodi da satellite nel controllo delle discariche in esercizio e nella ricerca di discariche abusive è estremamente difficile ed è attualmente solo sperimentale. La scarsa risoluzione spaziale e il numero ridotto di bande disponibili rende comunque questi metodi non adeguati, in particolare, alle piccole dimensioni degli ammassi abusivi.

Inoltre, il calendario dei passaggi orbitali, ovviamente non mutabile, impedisce riprese nel visibile e nell'infrarosso in caso di condizioni meteorologiche non favorevoli (foschie dense, nubi ecc.) e non consente interventi mirati e tempestivi in caso di condizioni di attenzione e/o di pericolo.

1.1.4 Immagini radar (da aereo e da satellite)

Le immagini radar (RADAR, acronimo per *RA*dio *D*etection *A*nd *R*anging) consistono in una rappresentazione, su pellicola in bianco e nero a striscia continua o su supporto digitale (nastri e CD), dei valori di riflessione, nel campo delle onde radio, di una qualsiasi superficie.

Le applicazioni del telerilevamento con il radar costituiscono un settore di ricerca in evoluzione e offrono prospettive promettenti per lo studio dell'ambiente.

Il radar in particolare presenta:

- “Capacità ognitempo”. È pressoché insensibile alle condizioni atmosferiche e può quindi permettere sicuri rilievi multitemporali. Questo è particolarmente importante per i paesi situati a latitudini elevate o in aree tropicali, nelle quali le immagini ottenute da sensori ottici in condizioni di cielo sereno sono molto scarse.
- “Complementarietà”. Il radar descrive generalmente la forma e la struttura tridimensionale degli oggetti e fornisce indicazioni sul contenuto di umidità dei suoli e della vegetazione; i sistemi ottici rispondono invece al colore e alla temperatura degli oggetti. Le informazioni raccolte con entrambi i tipi di sensori possono essere considerate fra loro complementari (Ulaby *et al.* 1981) per ottenere una descrizione completa degli oggetti.
- “Penetrazione”. Le onde radar, soprattutto quelle più lunghe, possono attraversare la copertura di vegetazione e dare informazioni su alcune caratteristiche generali del terreno sottostante; per esempio, è possibile sapere se una superficie coperta da vegetazione arborea è allagata.
- “Sensibilità ai rilievi”. Il radar a visione laterale (SLAR), che è il tipico radar da telerilevamento, “illumina” obliquamente una certa fascia di territorio, esaltando molto certi aspetti morfologici quali la rugosità e la pendenza delle superfici.

1.1.4.1 Cenni sul radar strumentale

Il radar è un strumento “attivo”, costituito fondamentalmente da un trasmettitore che emette un fascio di onde elettromagnetiche, di solito modulato a impulsi, e da un ricevitore che misura l'intensità della radiazione di ritorno diffusa dai corpi a terra. In genere si usa la stessa antenna per trasmettere e ricevere.

Nome	Lunghezza d'onda	Frequenza	Oggetti osservati
Banda X	2,75 - 5,22 cm	5,75 - 10,9 GHz	Apici della vegetazione, ramoscelli, area fogliare
Banda C	5,22 - 7,14 cm	4,20 - 5,75 GHz	Area fogliare
Banda L	19,7 - 76,9 cm	390 MHz - 1,55 GHz	Foglie, struttura della vegetazione, suolo
Banda P	> 76,9 cm	< 390 MHz	Struttura della vegetazione, suolo

Tabella 1.7 - Le lunghezze d'onda più comuni impiegate dal radar.

I parametri tecnici che caratterizzano uno strumento radar sono la lunghezza d'onda, la polarizzazione e l'angolo di inclinazione.

Il radar utilizza onde elettromagnetiche nell'intervallo delle microonde con lunghezza d'onda compresa tra 1 mm e 30 m (tabella 1.7). Poiché un corpo, per interagire con un'onda elettromagnetica, deve avere dimensioni simili alla sua lunghezza d'onda, i componenti dell'atmosfera non costituiscono ostacolo alla penetrazione delle onde radar.

Un segnale radar può essere filtrato in modo che le oscillazioni dell'onda siano limitate a un solo piano perpendicolare alla sua direzione di propagazione (Lillesand Kiefer): in questo caso, l'onda si dice polarizzata. Indipendentemente dalla lunghezza d'onda, essa può essere trasmessa o ricevuta in diverse polarizzazioni; normalmente, si considerano i piani verticale (V) e orizzontale (H). Sono possibili, quindi, quattro diverse combinazioni: HH e VV, onda trasmessa polarizzata orizzontalmente e anche ricevuta polarizzata verticalmente; HV e VH, onde trasmesse e ricevute con polarizzazioni incrociate.

Le diverse forme degli oggetti possono influenzare la polarizzazione dell'onda riflessa e, quindi, essa fornisce indicazioni sulla loro identità. Inoltre, il tipo di polarizzazione influenza anche la penetrazione del segnale radar in alcune coperture vegetali che hanno strutture prevalentemente verticali come, ad esempio, le colture di mais.

Nel caso di diffusione da parte di una superficie naturale (suolo, vegetazione, neve), la radiazione può essere in grado di oltrepassare la superficie superiore e venire ulteriormente diffusa dagli oggetti sottostanti. La capacità della radiazione di penetrare all'interno è definita dalla "profondità di penetrazione", che diminuisce sensibilmente all'aumentare della superficie, in misura diversa a seconda della frequenza considerata. In queste condizioni, il risultato, in termini di tono dell'immagine, dipende da diversi fattori. È il caso, per esempio, di zone coperte dalla vegetazione nelle quali l'intero strato vegetato e il suolo sottostante contribuiscono al segnale radar, in misura diversa a seconda della frequenza, della polarizzazione e dell'angolo di incidenza del radar. Questi ultimi fattori sono caratteristici del sistema usato; la scelta deve essere ottimizzata in relazione alla particolare applicazione alla quale è destinato il sistema. La quantità massima di informazioni si ottiene quando si hanno a disposizione misure per diversi valori di questi parametri come, per esempio, immagini multi-frequenza e multi-polarizzazione.

Gli studi per l'osservazione e il monitoraggio dell'ambiente mediante tecniche di telerilevamento da satellite con radar sono stati intrapresi all'inizio degli anni Settanta: il satellite Seasat-A è stato lanciato in orbita nel 1978 con l'obiettivo di monitorare la superficie degli oceani e di fornire immagini radar della superficie terrestre. Il sistema rivoluzionario impiegato da questo satellite era il SAR (*Synthetic Aperture Radar*): un radar con un'antenna fisicamente corta e quindi facilmente trasportabile a bordo di un satellite ma capace di riprodurre l'effetto di un'antenna molto lunga; in tal modo era possibile ottenere migliori risoluzioni dell'immagine a terra. Questo risultato veniva ottenuto sfruttando l'effetto Doppler durante il movimento del satellite e opportune tecniche di elaborazione dei dati ricevuti.

Dal 1981, la navetta spaziale Shuttle è stata impiegata per diverse sperimentazioni. Per esempio, l'esperimento SIR-A (*Shuttle Imaging Radar*), condotto per valutare il potenziale del radar orbitale per la costruzione di mappe geologiche, è stato sviluppato dal radar in banda L del satellite Seasat (Gomarasca, 1992).

L'ERS-1 (*European Remote Sensing radar*), primo satellite europeo a orbita polare lanciato nel 1991, che è stato recentemente seguito dall'ERS-2, dispone di vari sensori tra i quali l'AMI-SAR, che è indicato per applicazioni anche di tipo terrestre, quali lo studio dei ghiacci e delle strutture geologiche, la vegetazione ecc. Attraverso lo studio dell'interferometria è possibile generare modelli digitali del terreno a una buona risoluzione al suolo. Questi due satelliti forniscono immagini che hanno una sola polarizzazione (VV) e una sola lunghezza d'onda (banda X); di conseguenza, le informazioni ottenibili sono limitate dai parametri tecnici fissati dallo strumento.

Il JERS-1 (*Japanese Earth Resources Satellite*), lanciato nel 1992, grazie alla presenza di due sensori ottici nel visibile e infrarosso e uno radar SAR, permette l'acquisizione contemporanea di dati ottici e SAR.

Il primo satellite canadese per l'osservazione della terra, il RADARSAT, lanciato nel 1995, utilizza un sensore SAR in banda C per riprese sia con diversi angoli di incidenza che con diverse risoluzioni al suolo, variabile da 10 a 100 m (Jemma, Cardarelli, 1995).

Attualmente, la naturale evoluzione delle capacità dei sistemi radar è rappresentata dalla messa a punto di sensori multifrequenza e multipolari: il sensore SIR-C/X-SAR (*Shuttle Imaging Radar* della serie C, con antenna a SAR), è uno strumento montato sul veicolo spaziale Shuttle che opera nelle bande X, C, e L in diverse polarizzazioni. Finora è stato provato in due missioni, di circa dieci giorni ciascuna, in aprile e ottobre 1994, mettendo a disposizione molte immagini radar di alta qualità multifrequenza e multipolari (figura 1.7). È prevista una terza missione di prova per la fine del 1997 e la definitiva messa in orbita prima del 2000. I primi dati studiati indicano che la combinazione multipla di dati radar di diversa natura, in più polarizzazioni e più bande spettrali, fornisce uno strumento innovativo per lo studio del territorio.

Nella tabella 1.8 sono riassunte le caratteristiche dei principali sensori satellitari radar.

1.1.4.2 Angolo di vista e immagini di superfici sepolte

La penetrazione potenziale teorica del radar in materiali secchi superficiali è ben conosciuta da tempo ma è stata dimostrata solo recentemente. Immagini SIR-A del-



Figura 1.7 - Immagine radar SIR-C in banda L polarizzata HV, dell'area dell'Oltrepò Pavese, ripresa dallo Shuttle il 13 aprile 1994. Scala grafica: $\frac{2 \text{ km}}{\text{---}}$

Satellite o sensore	Seasat-A SAR	Sir-A	ERS-1 ERS-2	SIR-C / X-SAR	JERS-1	RADARSAT
Risoluzione al suolo	25 m	40 m	30 m	25 m	18 m	10-100 m
Bande	L	L	C AMI-SAR	X, C, L	L	C
Tempo di rivisitazione	100 min	-	35 giorni	-	44 giorni	24 giorni
Altezza orbitale	790 km	-	777 km	-	568 km	793-821 km
Nazionalità	Usa	Usa	Europa: ESA	Usa, Germania, Italia	Giappone	Canada

Tabella 1.8 - Caratteristiche dei principali sensori satellitari radar.

l'Egitto e del Sudan, ottenute nel novembre 1981 hanno rivelato dei paleoalvei sconosciuti sottostanti la copertura eolica del Sahara. In questo caso, sono state ottenute immagini di superfici sepolte a scala regionale. Penetrazione in materiali a grana fine è stata recentemente dimostrata per aree molto aride utilizzando il Seasat, SIR-A e SIR-B.

Le condizioni che permettono di ottenere delle immagini radar di superfici sepolte sono molto restrittive e devono essere soddisfatte simultaneamente. Le condizioni sono le seguenti:

- la superficie deve essere “liscia” rispetto al radar;
- la superficie sepolta deve essere di granulometria sufficientemente grossolana da produrre retrodiffusione;
- il materiale da penetrare deve essere di grana fine, omogeneo e non troppo spesso (è stata documentata una penetrazione di 2 m e sono possibili penetrazioni di 6 m);
- il materiale da penetrare deve essere assolutamente secco (umidità inferiore a 1%): questa condizione è molto importante.

La presenza simultanea di tutte queste condizioni è rara; le regioni ideali sono quelle che presentano coperture eoliche sabbiose in climi iperaridi, come nel Sahara.

Il problema maggiore nell'individuazione delle discariche con immagini radar riprese da piattaforme aeree o orbitanti è quindi quello della scarsa penetrazione delle onde radio al di sotto della superficie del suolo nelle normali condizioni che si verificano nei nostri ambienti. Questo fatto limita enormemente la possibilità di scoprire gli ammassi di rifiuti, di fanghi inquinanti o di bidoni metallici, solitamente sepolti al di sotto di uno strato di terreno naturale che li “nasconde”.

1.1.4.3 Immagini radar da aereo per lo studio dell'ambiente in Italia.

Caratteristiche della missione Sidera

SIDERA è la sigla di un programma di raccolta di immagini radar (SAR) dalla piattaforma aerea (*Southern Italy Demonstration of Remote Sensing Applications*) effettuato all'interno del Progetto Strategico “Clima, Ambiente e Territorio del Mezzogiorno”.

È stato realizzato sulle Regioni Sicilia e Calabria, secondo le modalità e con i prodotti di seguito descritti:

- ripresa in banda X (3 cm di lunghezza d'onda);
- ciascuna missione di ripresa SAR-STAR 1, eseguita dalla società canadese INTERA, ha avuto una durata di circa 5 ore ed è stata compiuta a una altezza compresa tra 8500 e 12.000 metri;
- una volta selezionata una specifica quota, questa è stata “volata” lungo tutte le strisciate;
- la tecnica di acquisizione dei dati richiede che l'aereo voli lungo strisciate parallele, distanziate di quattro o cinque miglia nautiche una rispetto all'altra. Una volta che l'aereo si è stabilizzato su una linea di volo, non può essere accettata alcuna variazione di azimut e di quota;
- al fine di assicurare l'ottenimento di un elevato livello di accuratezza nel posizionamento delle strisciate, sono stati utilizzati dati satellitari di posizionamento (GPS).

Materiale acquisito e attualmente disponibile

- Un mosaico radar fotografico in scala 1:100.000 delle regioni riprese.
- Fogli singoli del mosaico che coincidono, da un punto di vista cartografico, con le aree che compaiono sui fogli al 1:100.000 dell'Istituto Geografico Militare.
- *Computer Compatible Tables* (CCT) delle singole strisciate componenti il mosaico.
- CCT del mosaico.
- Ingrandimenti analogici/digitali, scala 1:50.000, di aree predeterminate.

Per l'estensione delle superfici riprese nonché per la qualità e la quantità dei materiali prodotti, il Programma SIDERA rappresenta la campagna SAR di maggiore impegno mai effettuata nell'area mediterranea.

1.2 Metodologie per lo studio di discariche di RSU, in esercizio o dismesse, mediante telerilevamento aereo

Nello studio di una discarica tramite il telerilevamento aereo, la sorgente di energia è il sole: si tratta dunque di telerilevamento passivo. I parametri fisici misurati sono le emissioni nell'infrarosso termico e la riflessione, nei campi del visibile e dell'infrarosso vicino, della superficie terrestre a seguito di irraggiamento solare.

Lo scopo di un'analisi ambientale di un sito adibito a discarica è di ottenere immagini e carte tematiche che descrivano l'impatto sul territorio circostante dato da eventuali perdite di fluidi endogeni prodotti nel corpo della discarica stessa.

Oltre 25 anni di esperienze nel telerilevamento, aereo e da satellite, di discariche hanno messo in luce l'importanza di definire una metodologia di studio che permetta di ottenere risultati ripetibili e tra loro confrontabili.

Attualmente lo studio di una generica discarica prende in esame essenzialmente due aspetti:

- lo stato di salute della vegetazione, che viene studiato tramite diverse elaborazioni come l'Indice di Biomassa, l'indice NDVI e il falso colore;
- le anomalie termiche rilevabili dallo studio della termografia e di alcune elaborazioni quali, per esempio, *slicing* (isolivelli) o gradienti.

1.2.1 Studio della termografia

I materiali organici portati in discarica di RSU e messi in condizioni di anaerobicità per seppellimento con strati di terra, diventano sede di processi di digestione a opera di batteri. I principali prodotti di tale digestione sono il biogas e il percolato.

Il biogas consiste in una miscela di gas composta essenzialmente da metano (CH_4), anidride carbonica (CO_2) e idrogeno solforato (H_2S).

Nelle discariche abusive, e quindi in assenza di impianti di convogliamento del biogas, questa miscela gassosa, che ha una temperatura di 30-40°C, tende a risalire attraverso gli strati di sostanza organica e terra che costituiscono il corpo della discarica finché, raggiunta la superficie, si libera nell'atmosfera. Durante la sua risalita verso l'alto, il biogas cede calore per convezione e conduzione alle zone circostanti; l'effetto globale è un riscaldamento della superficie terrestre con conseguente irraggiamento di calore, evidenziabile come anomalia positiva nella termografia. Poiché il miscuglio di gas e vapor d'acqua è trasparente alla radiazione infrarossa

nell'intervallo elettromagnetico impiegato, è possibile rilevare le tracce termiche nell'intorno dei punti di emersione.

Occorre ricordare che il biogas tende a muoversi non solamente in verticale, ma anche lungo direzioni diagonali ogni qual volta esistano fessurazioni, vuoti o vie preferenziali che gli permettono di emergere o ristagnare. Può essere inoltre veicolato dall'acqua, crearsi vie di fuga per improvvisi rilasci tensionali o assestamenti prodotti dalla diminuzione del volume degli strati di rifiuti, a seguito di digestione o compattamento non efficace.

L'estrema mobilità del biogas e la sua temperatura lo rendono particolarmente adatto all'analisi termografica. Inoltre la sua presenza superficiale può essere considerata indicatrice di un altro fluido endogeno molto importante, che si raccoglie invece in profondità: il percolato.

Il percolato è il liquido prodotto come residuo del processo di fermentazione organica. Essendo liquido, si muove con meno facilità del biogas ma si sposta anch'esso dalla posizione di origine per gravità, oppure può riemergere per effetto di una sorta di fenomeno di "sifonamento", in relazione anche alla differenza di densità e temperatura rispetto al mezzo in cui giace.

Le riprese termografiche debbono essere effettuate in condizioni tali da evitare ogni possibile incidenza del riscaldamento solare, utilizzando un canale di misura idoneo per ottenere il massimo contrasto termico a temperatura ambiente. Inoltre, la chiave interpretativa nell'analisi dei dati è di tipo geofisico, perché le risposte spettrali sono uguali a quelle causate da deboli anomalie superficiali o forti anomalie profonde.

Infatti, elevati livelli endotermici profondi possono dare deboli segnali in superficie a causa dello spessore di suolo entro il quale si veicolano e, in termini di irraggiamento, possono ulteriormente essere limitati dalla dispersione eolica o dalla natura del soprasuolo. Per la comprensione dei delicati meccanismi propri dei siti adibiti a discarica, particolare attenzione deve essere pertanto prestata anche alle piccole (in termini areali e radiometrici) anomalie termiche positive.

La prima fase dell'indagine termografica descrive, più o meno sistematicamente, le anomalie termiche riscontrate sia all'interno del corpo della discarica che nel suo intorno più prossimo. La disponibilità di dati termografici e le rispettive elaborazioni permettono di identificare con oggettività e relativa facilità situazioni termofisiche differenti.

È importante che vengano prese in considerazione tutte le condizioni anomale riscontrabili sul territorio in oggetto; in particolare, per ciascuna anomalia deve essere indicata la forma, la dimensione, il segno e l'intensità del segnale. La semplice descrizione delle anomalie rilevate non è però sufficiente e deve essere seguita da una fase più propriamente interpretativa delle situazioni termiche esistenti.

Lo scopo principale è quello di cercare di dare un'interpretazione obiettiva e più completa possibile degli effetti termici, distinguendo l'aspetto più propriamente naturale, prevalentemente idrogeologico, dagli effetti prodotti dalla discarica o comunque da un intervento antropico.

La classificazione ottenuta mediante elaborazione di immagini telerilevate è oggettiva, fatta salva l'attribuzione a fenomeni specifici che possono essere desunti unicamente dalla lettura del contesto territoriale entro il quale l'indagine viene effettuata.

La taratura del significato reale delle anomalie riscontrate è demandata a indagini specialistiche (geologiche; botanico-forestali; agronomico-pedologiche) e a misurazioni (per esempio il campionamento della percentuale di metano esalato), che devono essere condotte in campagna. Il fine ultimo è quello di oggettivare, quantificare (se possibile) e visualizzare i fenomeni, indicandone particolari direzioni preferenziali dal punto di vista termofisico o aree potenzialmente interessanti per analisi successive.

Il raggiungimento di una cartografia tematica, a partire dai dati telerilevati, è però subordinato alla conoscenza sia dei fenomeni termofisici tipici delle discariche che delle potenzialità effettive delle tecniche di telerilevamento adottate.

In tal senso, l'analisi termografica si presta al riconoscimento di anomalie termiche indotte da fenomeni ricollegabili all'idrogeologia del primo spessore del sottosuolo o a fughe di calore provocate dai processi di digestione anaerobica nel volume della discarica. Dal punto di vista termico, sia il percolato che il biogas producono anomalie di segno positivo, in quanto hanno una temperatura propria comunque superiore a quella delle aree circostanti, malgrado abbiano subito un progressivo raffreddamento per cessione di calore durante il loro movimento nel terreno.

L'indagine è rivolta non tanto a descrivere il segno o le dimensioni di tutte le anomalie, quanto a definire, fra tutte quelle evidenziabili, quelle che effettivamente siano ricollegabili alla diffusione di questi fluidi endogeni relativamente caldi. In senso lato, una debole anomalia in un campo omogeneo è più significativa di valori assoluti alti o bassi.

Un'anomalia positiva può essere generata anche per effetto di situazioni che non necessariamente coinvolgono biogas o percolato.

1.2.2 Studio dello stato di salute della vegetazione

La vegetazione è usata come indicatore indiretto di disomogeneità nella circolazione idrica sotterranea o di variazioni nella concentrazione di sostanza organica sotto la superficie, come pure di varie cause che portano a uno stress vegetativo con ripercussioni sull'attività metabolica. Infatti, la fuoriuscita dei fluidi endogeni, prodotti nel corpo della discarica, sottopone le piante a una crescita in presenza di sostanze nocive per il loro metabolismo. Le piante permettono di valutare quali siano gli effetti a lungo termine dell'esposizione a tali fluidi e, quindi, di individuare le vie di fuga.

Lo studio dello stato di salute della vegetazione, fatto tramite l'utilizzo di varie elaborazioni, permette di distinguere, tra le diverse anomalie termiche positive riscontrate, quelle ricollegabili a effetti prodotti dalla presenza della discarica da quelle legate a fenomeni naturali o a interventi antropici.

Inoltre, in alcuni casi, la presenza di vegetazione non sana in assenza di anomalie termiche positive può essere indicativa della concomitante presenza di acqua e fluidi endogeni perché, dal punto di vista dell'emissione nel termico, i loro effetti combinati si elidono.

In questo senso, le anomalie fitosanitarie che si riscontrano possono confermare le ipotesi sull'origine delle anomalie termiche e, in particolare, su quelle legate alla presenza dei fluidi endogeni prodotti in discarica.

1.3 Metodologie di rilievo “da terra”: metodi, apparecchiature e valutazione del loro impiego

I metodi geofisici di rilievo “da terra”, per quanto riguarda le discariche abusive occultate, si applicano quando lo screening del territorio, effettuato con tecniche di tele-rilevamento, ha indicato in alcune aree la presenza di situazioni anomale. Tali aree potrebbero essere definite “a rischio” di inquinamento e, al loro interno, potrebbero essere ubicate discariche abusive.

La scala sulla quale questi metodi operano è molto maggiore di quella dei metodi di rilievo “dall’alto” perché i metodi geofisici sono applicabili su un singolo sito per: verificare l’eventuale esistenza di sostanze alloctone nel sottosuolo; per verificare, nel caso di presenza di rifiuti, il grado di contaminazione raggiunto; per delimitare con precisione i confini dell’area eventualmente inquinata, con la possibilità di individuare eventuali oggetti sepolti quali, per esempio, bidoni metallici.

A questo proposito è necessario sottolineare il fatto che la scala spaziale alla quale si opera è, di regola, minore di quella di strutture geologiche vere e proprie; di conseguenza, anche le anomalie a piccola scala di origine geologica possono spesso essere considerate come il “sottofondo ambientale” rispetto alle informazioni che provengono dai singoli bersagli.

Si presenta, anche in questo campo, la necessità di utilizzare più di un metodo, in modo da supplire con esiti incrociati ai limiti di sensibilità intrinseci di ciascuna metodologia e compensare, con una diversa tipologia di informazioni, il basso rapporto segnale/disturbo, dovuto alle dimensioni esigue dei bersagli e alla loro relativa superficialità, che rende difficoltosa l’interpretazione dei dati.

Anche se nessun metodo può sostituire, per la precisione dei risultati, le indagini dirette nello studio di un sito contaminato (saggi di scavo, trincee esplorative ecc.), i metodi geofisici hanno dimostrato una grande utilità e ottimi rapporti costi/benefici.

Dal punto di vista del tipo di intervento da sviluppare sul terreno, i metodi geofisici possono essere suddivisi in due grandi categorie: quelli “attivi” e quelli “passivi”.

I metodi attivi “immettono energia” nel campo dove si devono effettuare le prove mediante particolari processi fisici (per esempio, immissione nel terreno di correnti elettriche, invio di onde elastiche ecc.) e misurano la “risposta” di eventuali strutture sepolte; la risposta è determinata dalla variazione del parametro fisico significativo rispetto al fenomeno di stimolazione (resistività, velocità delle onde ecc.). Le “risposte” sono confrontate con dati calcolati o ricavati da modelli bi-tridimensionali.

Questi metodi comportano una richiesta di energia (spesso onerosa dal punto di vista strumentale) ma, in cambio, consentono un alto grado di controllo delle condizioni sotto le quali si ottengono le informazioni sul sottosuolo.

I metodi passivi analizzano eventuali anomalie di campi naturali rispetto a parametri fisici del terreno e le confrontano con dati tipo e/o modelli; lo svantaggio di questi metodi è legato all’impossibilità di migliorare il segnale, perché questo è prodotto da fenomeni sui quali non si può intervenire; possono quindi essere necessari forti processi di amplificazione.

Il buon esito di entrambi i tipi di prospezione è affidato all’esistenza di contrasti nelle proprietà fisiche tra le strutture sepolte e i materiali che le ospitano.

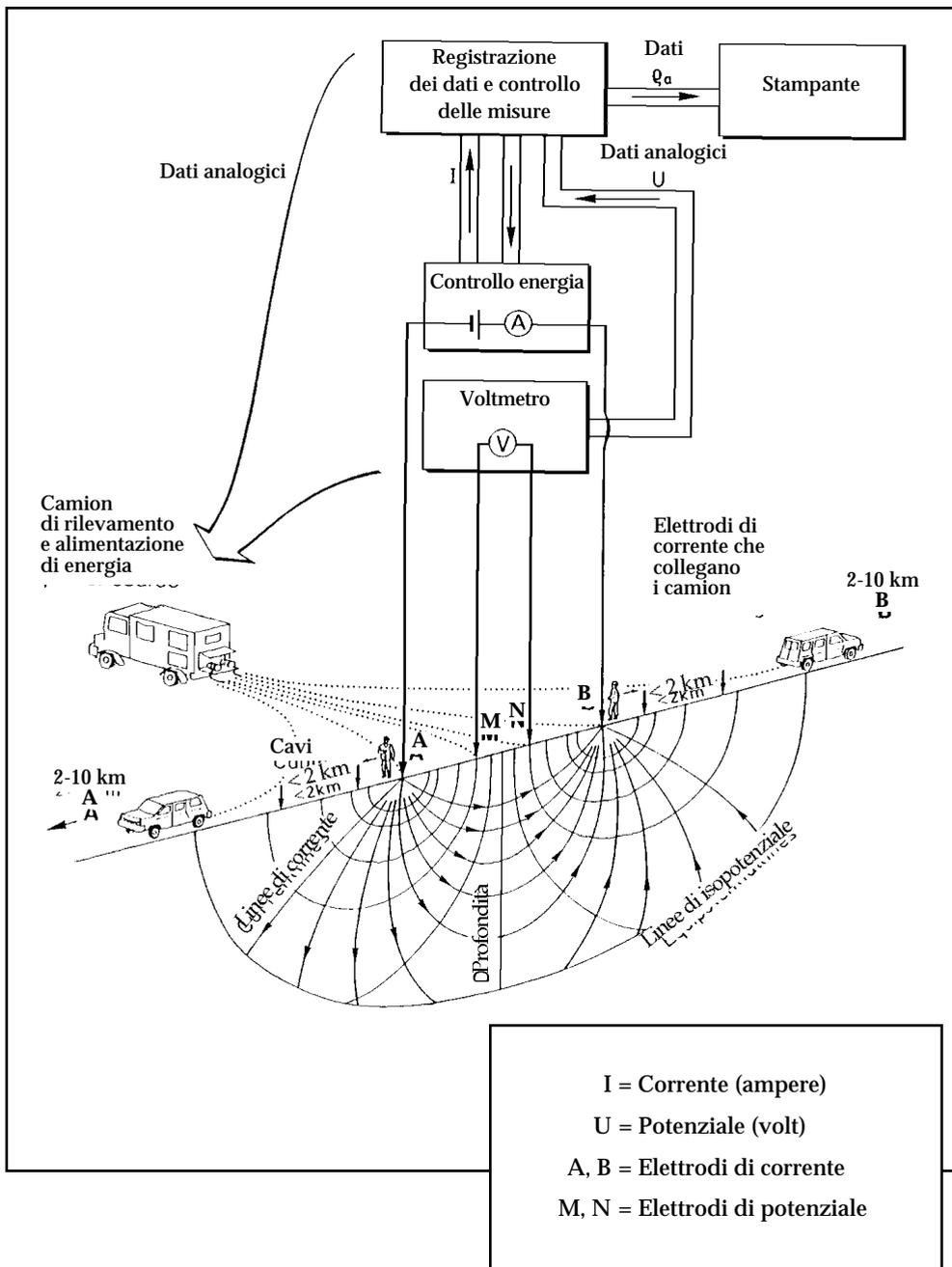


Figura 1.8 - Principio di misura e campo potenziale per sondaggi geoelctrici a corrente continua (Vogelsang, 1994).

Roccia/Materiale	Resistività (ohm·m)
Argille, marne, grasse	3 - 30
Argille, marne, magre	10 - 40
Argille sabbiose, sil	25 - 105
Sabbie con argille	50 - 300
Sabbia, ghiaia in falda	200 - 400
Sabbia, ghiaia asciutta	800 - 5000
Calcare, gesso	500 - 3500
Arenaria	300 - 3000
Granito	2000 - 10.000
Gneiss	400 - 6000
Rifiuti domestici	12 - 30
Fanghi industriali	40 - 200
Plume contaminato da rifiuti domestici	1 - 10
Olio esausto	150 - 700

Tabella 1.9 - Valori di resistività dei terreni più comuni e di alcuni bersagli.

1.3.1 Metodi geoelettrici

Le prospezioni geoelettriche si basano, in generale, sugli effetti sotterranei di una corrente elettrica, rilevabili attraverso misure di differenza di potenziale o di corrente in superficie. La resistività di un terreno, cioè la misura della sua attitudine a trasmettere corrente, dipende dalla sua porosità, dal grado di imbibizione della roccia e dalla resistività dell'acqua contenuta; quest'ultima, a sua volta, dipende dalla temperatura e dal contenuto di sali disciolti.

I metodi di esplorazione più significativi sono i seguenti:

- metodo resistivo;
- polarizzazione indotta;
- *mise à la masse*;
- potenziali spontanei.

1.3.1.1 Metodo resistivo

Con il metodo resistivo viene immessa nel sottosuolo, mediante due elettrodi (A e B), una corrente elettrica che determina una differenza di potenziale, misurata mediante dipoli riceventi (M e N) (figura 1.8).

La condizione fondamentale perché questo metodo possa dare buoni risultati è che il contrasto di resistività tra i bersagli (rifiuti, terreno inquinato) e il terreno circostante sia elevato. Per esempio, per il rilevamento di rifiuti urbani (che hanno una resistività inferiore ai 20 ohm·m), il terreno incassante dovrebbe avere una resistività minima dell'ordine dei 300 ohm·m. Di conseguenza, sono ben rilevabili rifiuti urbani cir-

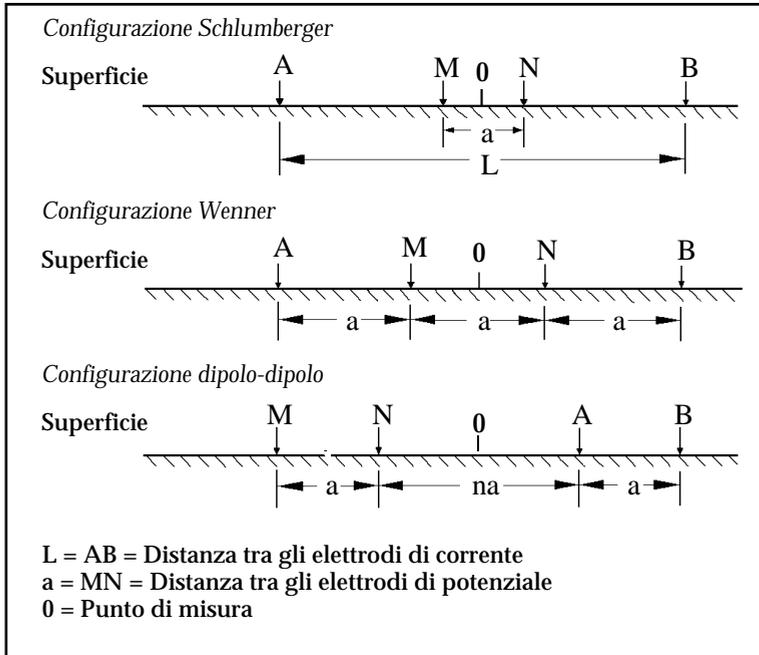


Figura 1.9 - Principali configurazioni geometriche degli stendimenti.

condati da ghiaie, sabbie, arenarie e calcari (tabella 1.9) mentre argille e marne possono presentare valori di resistività del medesimo ordine di grandezza dei rifiuti.

Dai valori conosciuti della corrente erogata, dalla configurazione degli elettrodi (figura 1.9), dalla loro distanza (dalla quale dipende la profondità della penetrazione della corrente: maggiore è la distanza tra gli elettrodi, maggiore sarà la profondità raggiunta) e, infine, dai valori misurati della differenza di potenziale si calcola la resistività apparente dei terreni indagati e dei rifiuti.

Per quanto riguarda la raccolta dei dati, i metodi utilizzati sono due.

Nel primo metodo, le misure vengono effettuate distanziando via via gli elettrodi e mantenendo fisso il loro centro, in modo da interessare strati di sottosuolo sempre più profondi (SEV, Sondaggio Elettrico Verticale). Questo metodo è particolarmente adatto per determinare la resistenza apparente, lo spessore di strati o di depositi orizzontali di materiali e la loro profondità.

Per raccogliere informazioni valide circa lo spessore degli strati sono necessarie molte misure (tipicamente più di 20), con distanze tra gli elettrodi via via maggiori, secondo una scala approssimativamente logaritmica.

I valori calcolati di resistività apparente vengono riportati su un grafico bi-logaritmico, nel quale la variabile indipendente è la metà della distanza tra gli elettrodi. Si ottiene così una curva della resistività apparente che varia in funzione della distanza tra gli elettrodi, cioè della profondità di sondaggio; la curva viene generalmente interpretata per confronto con un modello monodimensionale a strati orizzontali.

Questo confronto fornisce profondità e spessore di orizzonti aventi diversa resistività elettrica e ha, come risultato, la ricostruzione della stratigrafia e l'individuazione delle variazioni di intensità della contaminazione con la profondità, che può raggiungere da 1/2 a 1/3 della distanza tra gli elettrodi di corrente.

L'interpretazione dei dati può però essere resa difficoltosa dalla presenza di variazioni stratigrafiche laterali, che creano anomalie nella distribuzione di resistività apparente non previste dal modello di confronto. Inoltre, il metodo è soggetto a due gravi limitazioni: strati molto sottili, soprattutto a profondità elevate, possono non essere rilevati; la valutazione delle curve di resistività è compatibile con soluzioni differenti. È necessario perciò che il geologo rimuova questa ambiguità, scegliendo l'interpretazione che meglio si accorda con conoscenze di altra origine sulla struttura geologica e idrogeologica del sottosuolo.

Nel secondo metodo, la geometria del dispositivo di energizzazione e di misura rimane invariata, mentre il suo centro viene spostato lungo una linea retta (PEV, Profilo Elettrico Verticale), con distanze elettrodeiche fisse. Ne risulta una curva che mostra la resistività apparente in rapporto al profilo per una data profondità. Ripetendo l'operazione su profili paralleli si può ricavare una mappa a linee di iso-resistività che fornisce una immagine di massima delle strutture sepolte entro la profondità di indagine prescelta.

I risultati sono costituiti dalla rilevazione delle variazioni di resistività laterale di un dato spessore di terreno e dalla mappatura dei pennacchi di contaminazione, fino a una profondità che può raggiungere la metà della distanza tra gli elettrodi di corrente. L'interpretazione di queste curve viene fatta in maniera qualitativa o attraverso complessi modelli tridimensionali nei quali il confronto con i dati di campagna è gestito da software dedicato.

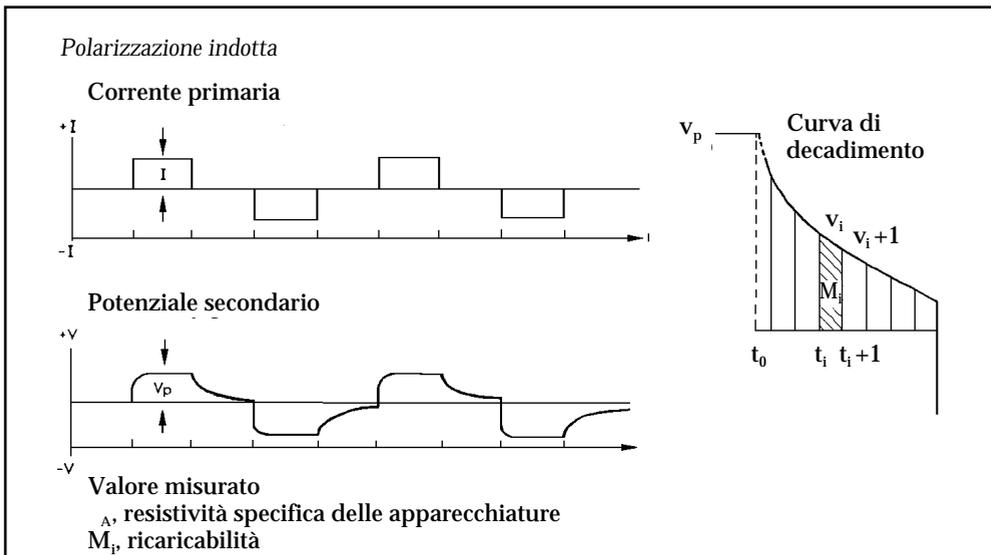


Figura 1.10 - Principio base del metodo di polarizzazione indotta (Vogelsang, 1994).

Per avere una informazione generale sulle caratteristiche del sottosuolo e sulla sua omogeneità, è sufficiente eseguire una ricerca delle anomalie. Se invece è richiesta una conoscenza più dettagliata dei corpi anomali, come il diametro o la profondità, è necessario eseguire una analisi delle singole anomalie attraverso l'uso di modelli.

Ostacoli importanti per l'utilizzo del metodo resistivo sono costituiti da cavi o tubazioni metalliche, o altri manufatti, che devono essere rilevati prima di procedere alle misure per evitare il rischio di interpretazioni completamente errate.

1.3.1.2 Metodo di polarizzazione indotta

Il metodo di polarizzazione indotta può essere utilizzato per la mappatura di inquinamenti da percolati di discariche di RSU ed, eventualmente, di rifiuti pericolosi. Il fenomeno fisico sul quale è basato il metodo è la permanenza di un voltaggio residuo dopo la cessazione di un flusso di corrente immesso in un materiale conduttore (figura 1.10).

Il metodo di indagine si basa sull'osservazione della curva di decadimento del potenziale susseguente all'interruzione della corrente generata (TD, *Time Domain Mode*).

Per un terreno omogeneo di dimensioni infinite, il tempo di decadimento è funzione della resistività del terreno e non cambia al variare della coppia di punti tra i quali si misura la differenza di potenziale. Se però nel terreno è incluso un corpo metallico, nelle sue vicinanze si nota una anomalia nel tempo di decadimento. Se la resistività e la costante dielettrica del terreno sono uniformi e si opera con corrente costante, il potenziale in vicinanza del corpo sepolto, misurato dopo un certo tempo, è funzione delle dimensioni del corpo metallico bersaglio.

Lo stesso fenomeno può essere dovuto alla polarizzazione dei contaminanti organici generalmente presenti in sito contaminato.

Per l'acquisizione dei dati possono essere utilizzate le stesse metodologie dei rilievi di resistività precedentemente discusse, ma è più comune l'utilizzo della configurazione dipolo - dipolo. I due dipoli, di ugual dimensione (figura 1.11), sono distanziati tra loro di un multiplo n di a . La profondità di indagine è funzione della distanza tra i due dipoli (n). In genere vengono utilizzati più valori di n e i risultati sono rappresentati da pseudosezioni di polarizzabilità.

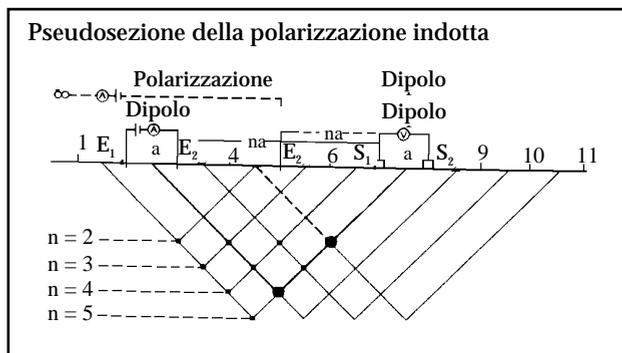


Figura 1.11 - Geometria dello stendimento dipolo-dipolo (Vogelsang, 1994).

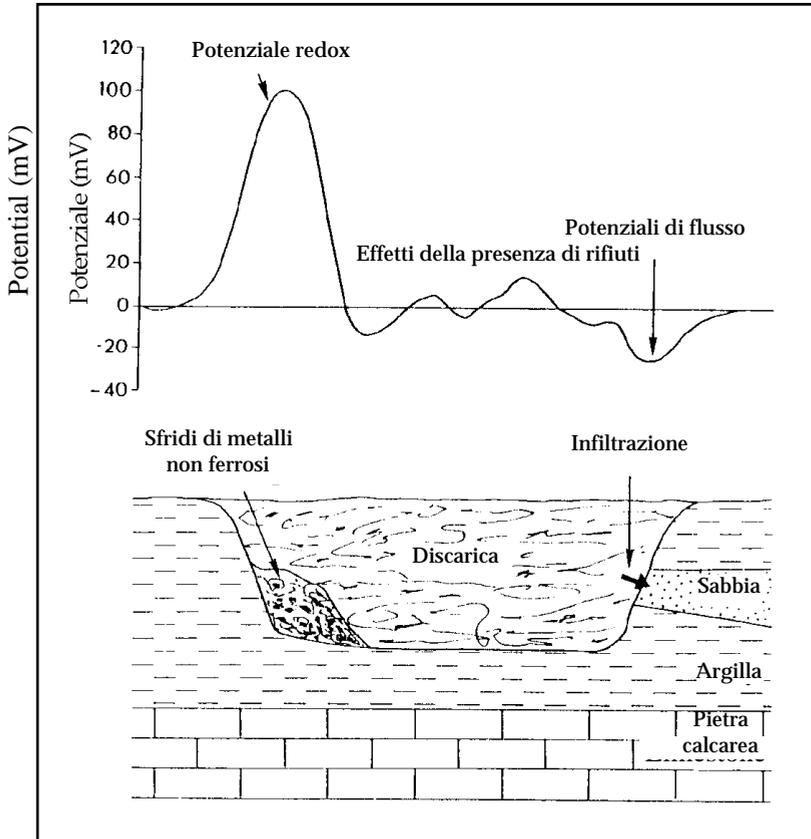


Figura 1.12 - Modelli di anomalie derivanti da potenziali redox e di flusso in un sito di discarica.

1.3.1.3 Metodo dei potenziali spontanei

La distribuzione dei campi geoelettrici naturali (potenziali spontanei) sulla superficie terrestre può fornire molte informazioni su disomogeneità presenti nel sottosuolo. I potenziali spontanei possono essere dovuti a processi elettrochimici (potenziali redox), che si originano al contatto tra minerali metallici o metalli sepolti e rocce o fluidi sotterranei, oppure possono derivare da movimenti rapidi di fluidi (potenziali di flusso) (figura 1.12). Questi ultimi, che sono in grado di segnalare moti di percolazione di fluidi da rifiuti presenti nel terreno, sono però molto deboli (< 10 mV) e spesso indistinguibili da disturbi tellurici o derivanti da attività umane.

Il metodo dei potenziali spontanei è rapido, poco costoso e di facile esecuzione. Può essere utilizzato per rilevare la presenza di bidoni metallici in un terreno interessato dalla presenza di sostanze inquinanti, anche se i dati ricavabili sono solo di tipo qualitativo.

Le misure sono ottenute con due elettrodi di potenziale, uno infisso nel terreno in un'area relativamente indisturbata e l'altro trasportato lungo linee di rilevamento. Se

nella zona esistono sorgenti elettriche variabili, è necessario fissare una stazione base di riferimento, misurare qui le variazioni causate dalla sorgente esterna e riportare a questa misura di riferimento tutte le misure effettuate. I valori misurati, così trasformati, sono quindi numeri puri.

1.3.1.4 Metodo *mise à la masse*

Nel metodo *mise à la masse*, un elettrodo di corrente (A) è inserito nel corpo conduttivo e l'altro elettrodo (B) è posto a una grande distanza (idealmente, infinita). La distribuzione del potenziale viene misurata mediante dipoli riceventi (M e N) posizionati in differenti punti sulla superficie del suolo. Se il sottosuolo fosse resistivamente omogeneo, si avrebbe una regolarità ben modellizzabile nell'andamento delle linee isopotenziali o di corrente intorno all'elettrodo A. La presenza di andamenti anomali può essere attribuita alla presenza di corpi sepolti, resistivamente differenziati.

Questo metodo è utilizzato per delimitare le sacche di biogas, descrivere i flussi di percolato all'interno di una discarica e per evidenziare le zone di migrazione degli inquinanti.

In generale, i metodi elettrici si sono dimostrati utili nella definizione delle aree contaminate, permettendo di mappare le aree interessate dalla presenza di contaminanti organici o da scarichi industriali, fino a profondità rilevanti.

Sono state tuttavia evidenziate limitazioni alla loro applicabilità: la presenza, nelle vicinanze, di materiali metallici nel sottosuolo o in superficie, può falsare le misure; inoltre, per raggiungere profondità elevate, bisogna disporre di notevoli spazi orizzontali poiché si richiedono aperture elettrodiche pari a 4 o 5 volte la profondità da raggiungere.

Per di più, come in ogni altro metodo geofisico, aumentando la profondità di indagine, diminuisce la capacità di discriminare livelli sottili o a basso contrasto.

1.3.2 Metodi elettromagnetici

I metodi elettromagnetici si basano sul fatto che quando una massa presente nel sottosuolo è caratterizzata da una resistività diversa da quella del materiale circostante è sottoposta a un campo elettromagnetico, questo induce nel terreno una corrente elettrica direttamente proporzionale alla conducibilità del terreno stesso; a sua volta, questa corrente provoca un campo elettromagnetico secondario parallelo o diretto in senso contrario a quello primario, a seconda che la resistività del corpo sepolto sia maggiore o minore di quella del terreno o del materiale circostante.

L'interferenza tra campo primario e secondario produce un campo risultante, che viene misurato in superficie (*figura 1.13*).

Di questo campo indotto viene misurata la componente in quadratura di fase (dovuta alla conducibilità elettrica del terreno relativamente bassa) e la componente in fase con il campo primario (dovuta alla presenza di oggetti metallici). Dalle variazioni delle componenti in fase e in quadratura si risale alla posizione dei corpi conduttori o dielettrici sepolti.

Il campo elettromagnetico "primario" è generato solitamente con un dispositivo trasmittente (bobina) a corrente alternata, ma può anche essere generato con la brusca interruzione di una corrente continua, che induce un impulso che si propaga a una profondità proporzionale alla durata dell'impulso stesso, oppure può essere costituito da onde radio generate da apposite stazioni per motivi totalmente differenti dalle prospezioni geofisiche (radiofari).

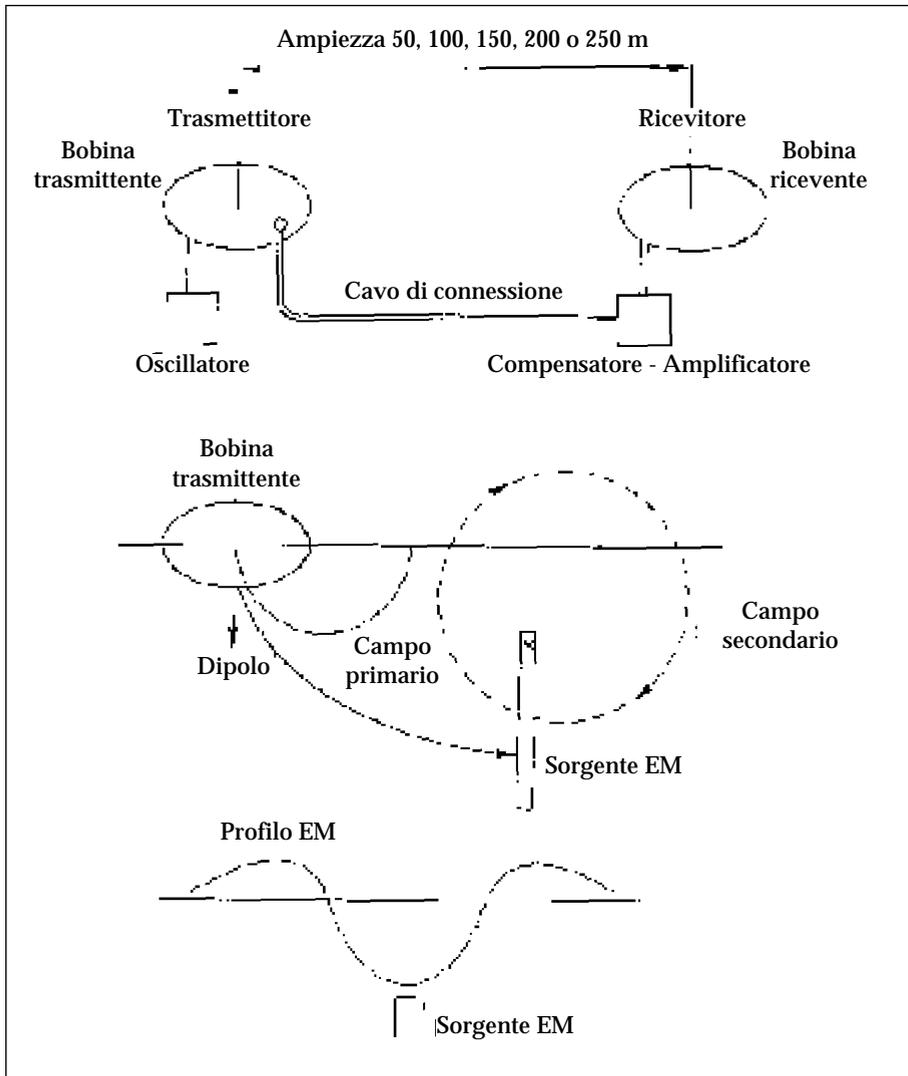


Figura 1.13 - Principi di funzionamento dei metodi elettromagnetici (Vogelsang, 1994).

Questi tre diversi sistemi di energizzazione hanno prodotto diversi metodi di misura e di gestione del problema della ricerca delle anomalie. Nel settore dell'individuazione e della delimitazione delle aree contaminate, il metodo si basa comunque sul fatto che, normalmente, le molecole dei composti chimici inquinanti sono caratterizzate da valori di conducibilità elettrica molto più elevati di quelli del terreno circostante. Di conseguenza, gli inquinanti, disperdendosi nei terreni, ne alterano i valori di conducibilità, dando luogo ad anomalie rilevabili.

1.3.2.1 Metodo MAX-MIN

La bobina che funge da trasmettitore e quella che funziona da ricevitore si trovano a una distanza fissa. Viene misurata l'intensità di campo risultante e la fase utilizzando, di solito, due frequenze.

Le misure devono essere riferite a un punto sotterraneo che si trova a metà della distanza tra il trasmettitore e il ricevitore; di norma, i singoli punti di misura non dovrebbero distare tra loro più di un quarto di questa lunghezza.

Le apparecchiature impiegate sono costituite da un trasmettitore funzionante a diverse frequenze (solitamente fino a 12), a seconda del grado di profondità di esplorazione (in genere da 1 a 20 m), e da un apparato ricevente. La profondità di penetrazione dipende dalla spaziatura tra le bobine trasmettente e ricevente e dalle caratteristiche del sito.

Le misure effettuate vengono elaborate e restituite sotto forma di carte di distribuzione della conducibilità elettrica (figura 1.14).

Sulla base della concentrazione delle curve di conducibilità e in funzione dei valori di conducibilità stessa, si possono localizzare le aree di anomalia elettrica, da mettere in relazione a zone contaminate.

1.3.2.2 Metodo TURAM

Il campo elettromagnetico primario viene generato da una bobina nella quale circola corrente alternata a 220 V e 660 Hz, prodotta da un generatore portatile.

Le misure vengono eseguite utilizzando una coppia di ricevitori posti a una distanza fissa tra loro. Questa distanza viene scelta in base a un compromesso tra la risoluzione e la profondità di indagine che si intende ottenere; infatti, all'aumentare della distanza aumenta la profondità di indagine ma diminuisce la risoluzione.

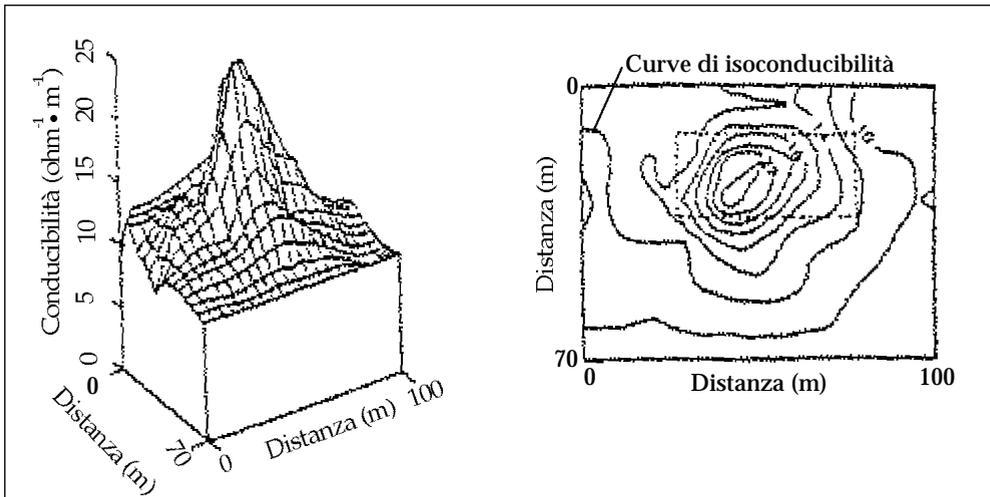


Figura 1.14 - Schema tridimensionale e carta di distribuzione della conducibilità elettrica relativi a una discarica abusiva e occultata di vernici (Siegrist et al., 1989).

Stazione	Localizzazione	Frequenza (kHz)	Uscita (kW)
FUO	Bordeaux, France	15,1	500
GBR	Rugby, Great Britain	16,0	750
UMS	Moscow, GUS	17,1	1000
NAA	Cutler, Maine, USA	17,8	1000
NLK	Seattle, Washington, USA	18,6	300
IVC	Tavolara, Italy	20,3	500
NWC	NW Cape, Australia	22,3	1000

Tabella 1.10 - Alcune stazioni VLF.

Durante la prospezione vengono misurati il rapporto di campo (cioè il rapporto tra l'ampiezza di campo dei due ricevitori) e la differenza di fase. Poiché in condizioni di omogeneità del terreno l'ampiezza di campo si riduce linearmente in funzione della distanza dall'antenna, un andamento diverso mette in evidenza eventuali anomalie.

1.3.2.3 Metodo VLF

Il metodo VLF (*Very Low Frequency*) di prospezione geofisica del terreno utilizza alcune radioonde, di frequenze comprese tra i 15 e i 30 kHz, che interferiscono con corpi/strutture giacenti nel sottosuolo. Onde elettromagnetiche con queste caratteristiche sono emesse con continuità da una rete di stazioni distribuite quasi sull'intero globo terrestre per fornire riferimenti a navi e aerei militari e/o civili. La tabella 1.10 riporta alcune di tali stazioni.

Corpi, fratture, strutture o manufatti elettricamente conduttivi giacenti nel sottosuolo interferiscono con la direzione e l'intensità del campo elettromagnetico generato dalle radioonde. Ne risultano campi elettromagnetici secondari che possono essere misurati e analizzati.

Dall'interpretazione delle configurazioni locali del campo elettromagnetico, dovute alla presenza di disomogeneità nel suolo o nell'immediato sottosuolo, è possibile trarre indicazioni circa la presenza di discontinuità nelle caratteristiche elettriche nel terreno.

La profondità raggiunta dalle onde elettromagnetiche ha una certa corrispondenza con la profondità d'indagine. Per esempio, l'intensità del vettore campo magnetico B dell'onda diminuisce in modo esponenziale con l'aumentare della profondità, secondo la relazione:

$$B = B_0 e^{-d/z} \quad (1.1)$$

Nell'eq. (1.1), B_0 è il modulo del vettore intensità del campo magnetico alla superficie (cioè nel vuoto), z è la profondità, d è una costante, detta "profondità di pelle", che caratterizza la rapidità con la quale il campo diminuisce all'aumentare della profondità.

Il parametro d , che può essere considerato come indicatore della distanza alla quale giungono le onde elettromagnetiche nel sottosuolo, è inversamente proporzionale alla radice quadrata del prodotto della conducibilità elettrica del terreno e la frequenza dell'onda considerata. Più precisamente, la profondità di pelle è data (in metri) da:

$$d = [2 / (\sigma \mu_0)]^{1/2} = 5,03292 \cdot 10^8 / (f \cdot \sigma)^{1/2} \quad (1.2)$$

Nell'eq. (1.2), σ è la conducibilità elettrica del terreno (S m^{-1}), $\mu_0 = 4 \cdot 10^{-7} \text{ (m kg C}^{-2}\text{)}$ è la permeabilità magnetica del vuoto, $\omega = 2\pi f$ è la frequenza angolare e f è la frequenza dell'onda (Hz).

In funzione delle frequenze utilizzate e della conducibilità dei terreni, la profondità d'investigazione varia da alcuni metri fino a circa 100 m (talora raggiunge i 300 m) dal piano campagna.

I principali vantaggi del metodo sono la rapidità di esecuzione dei profili e la precisione nell'identificazione dell'oggetto di ricerca (specie in presenza di superficie subverticali perpendicolari ai profili di misura eseguiti). Limitazioni all'uso dal metodo sono costituite dalla profondità d'investigazione, spesso limitata e solo stimata per mancanza di precise misure di resistività elettrica del terreno, dalla difficoltà di ricevere una stazione emittente in alcune località e dalla difficoltà d'interpretazione dei dati, che non sono valori assoluti di grandezze fisiche ma rapporti tra intensità e sfasamento del campo elettromagnetico risultante.

1.3.2.4 Metodo TDEM

Il metodo TDEM (*Time Domain ElectroMagnetic*) utilizza un treno d'onde elettromagnetiche di tipo impulsivo generato dalla brusca interruzione di una corrente continua circolante su una bobina che costituisce il trasmettitore (figura 1.15).

Nel terreno si generano delle forze elettromotrici che danno luogo a correnti indotte; in assenza di corpi metallici, queste forze decadono rapidamente generando però, a loro volta, impulsi elettromagnetici transitori a una certa distanza dalla spira trasmittente e a certe profondità. Il campo elettromagnetico (funzione del tempo) generato da questa serie di *loops* di corrente che si propaga nel terreno è misurato in superficie. Il potenziale che costituisce il segnale al rilevatore decresce linearmente con la resistività del terreno ma cresce, esponenzialmente, in presenza di conduttori, segnalandone quindi la presenza.

I sondaggi TDEM hanno la caratteristica di operare su un intervallo di profondità molto ampio, tra i 50 e i 1000 m, ma sono inadatti per terreni molto spessi e resistivi.

I rilievi elettromagnetici sono adatti soprattutto per identificare differenze laterali nella conduttività dei terreni. Possibili bersagli sono i limiti di ammassi di rifiuti, singoli oggetti o strutture tettoniche come faglie, zone fratturate o fessurate, che possono costituire vie preferenziali per i fluidi contaminati. Questi metodi si sono rivelati veloci e precisi nell'individuazione e nella perimetrazione delle aree contaminate. Il costo, sia pure crescente con il dettaglio richiesto, è comunque contenuto. I metodi elettromagnetici subiscono l'influenza di elementi ferromagnetici quali cavi elettrici, tralicci, condutture, insediamenti industriali ecc.; l'effetto di queste strutture sulle misure può comunque essere sottratto nella fase di modellizzazione e interpretazione dei dati.

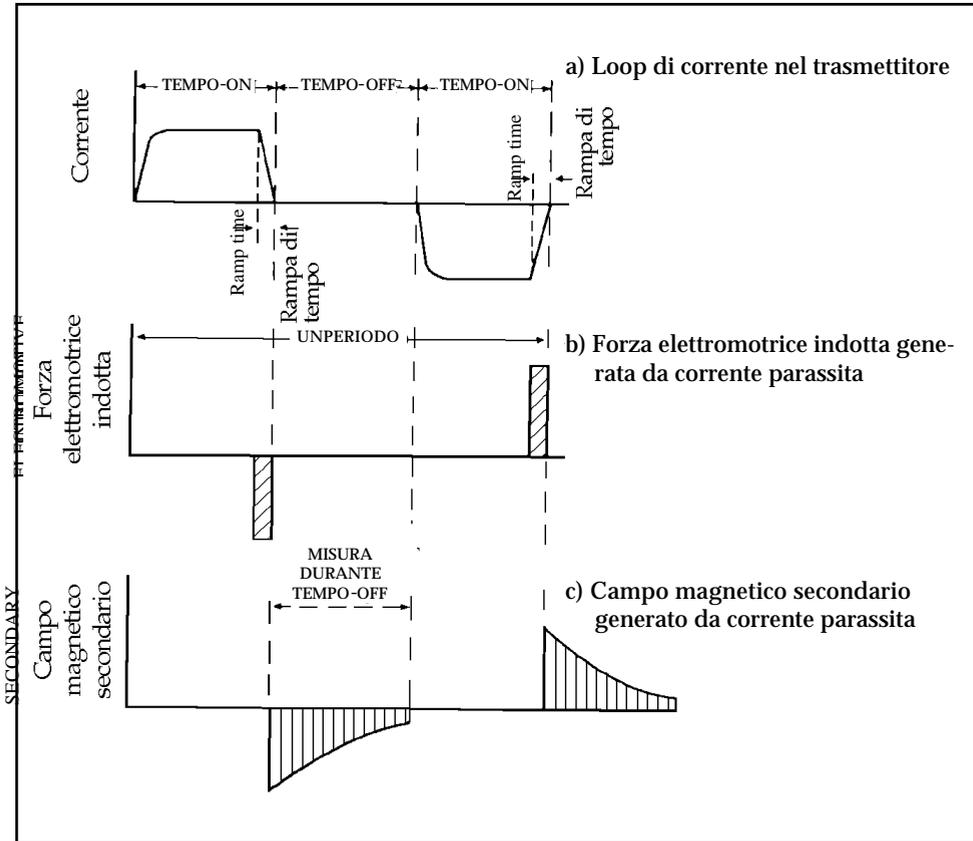


Figura 1.15 - Treno di onde utilizzate nel metodo TDEM (Vogelsang, 1994).

1.3.3 Metodi magnetici

Si basano sulla misura delle anomalie del campo magnetico naturale indotte dalla presenza di corpi metallici (o di materiali ferromagnetici) sepolti: un corpo ferromagnetico immerso in un campo magnetico (che, nelle normali condizioni di prospezione, è il campo magnetico terrestre) si magnetizza a sua volta, generando un proprio campo locale, misurabile come anomalia in superficie.

La prospezione magnetometrica si avvale di tre diverse tecniche:

- misura del campo magnetico terrestre (CMT);
- misura della componente verticale del CMT;
- misura del gradiente del CMT.

Le misure si effettuano, rispettivamente, con magnetometri a protoni, *fluxgate* e gradientometri lungo una rete a maglie regolari di punti che, per il dettaglio richiesto da indagini su discariche, distano qualche metro l'uno dall'altro. Contemporaneamente a queste misure, devono essere effettuate misure in una stazione fissa di riferimento, in modo da ottenere i valori delle variazioni del campo magnetico in-

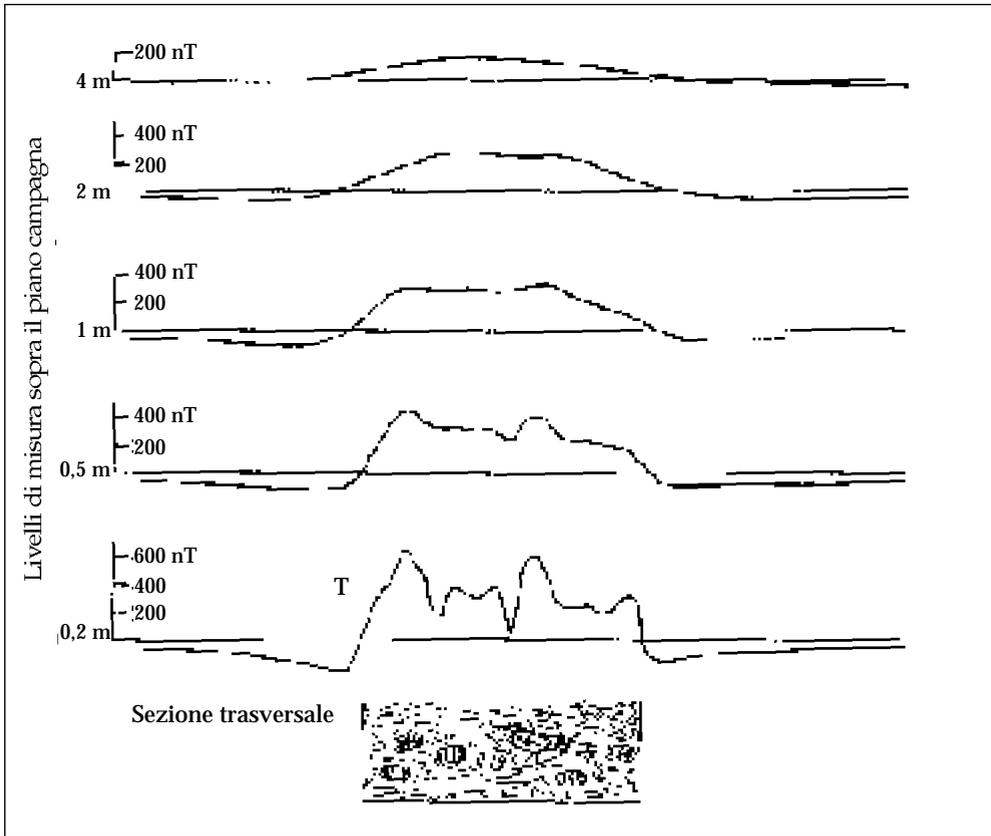


Figura 1.16 - Anomalie magnetiche a differenti altezze dalla superficie (Vogelsang, 1994).

dotte dall'attività solare (a fluttuazione diurna), che devono essere sottratti alle anomalie misurate sul campo.

Le misure vengono elaborate in funzione della latitudine, della longitudine e della topografia per produrre una mappa della distribuzione delle anomalie magnetiche. Queste sono proporzionali alla massa dell'oggetto ferroso (o comunque magnetizzato) e inversamente proporzionali al cubo della sua distanza dalla superficie.

Per misurare il gradiente verticale del campo magnetico totale (assetto gradiometrico) si montano due sensori sulla medesima asta e a diverse altezze. Le misure vengono effettuate "quasi" contemporaneamente dai due sensori; il valore del gradiente si ottiene dalla differenza tra i due valori misurati divisa per la loro distanza. Il gradiente è praticamente indipendente dalle variazioni diurne del campo magnetico di fondo.

Questo metodo ha una sensibilità minore rispetto alla misura del campo magnetico perché il gradiente è inversamente proporzionale alla quarta potenza della distanza tra l'oggetto da rilevare e la superficie.

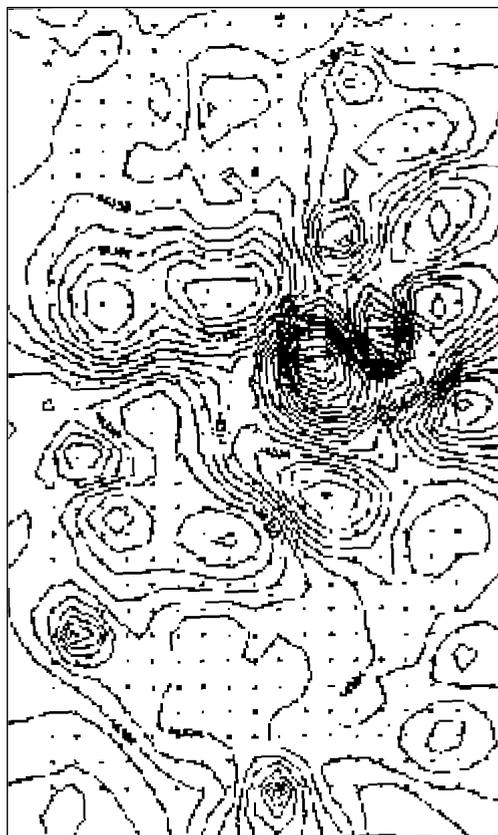


Figura 1.17 - Esempio di mappa della distribuzione delle anomalie magnetiche relative a un'area oggetto di scarico abusivo di bidoni di materiale inquinante (Beretta, 1992).

Essendo particolarmente sensibili alla presenza di corpi metallici, questi metodi sono utilizzati per ricercare la presenza di bidoni sepolti all'interno di ammassi disomogenei e non sono in grado di individuare sostanze inquinanti nel terreno.

La spaziatura tra le stazioni dovrebbe essere comparabile (o un po' più piccola) alla dimensione lineare dell'anomalia: se la superficie da esaminare è grande, si usa solitamente una spaziatura di 2 m; per le zone a forte attività magnetica, si usano maglie di 1 m di lato; se è ragionevole pensare che la sorgente dell'anomalia non sia vicina alla superficie, si può usare una maglia più larga. Per evitare una bassa risoluzione della misura, la distanza tra la sorgente dell'anomalia e il sensore dovrebbe essere equivalente o minore alla spaziatura della griglia; per diminuire l'influenza del rumore ambientale, il sensore dovrebbe essere tenuto a una distanza di 40-60 cm dal suolo per una maglia di 1 m (figura 1.16).

La profondità di penetrazione è funzione del volume di materiale ferroso sepolto e

della differenza di suscettività magnetica tra l'oggetto della ricerca e il terreno circostante e, in genere, può arrivare fino a un massimo di 20 m circa.

Il metodo è molto sensibile e rileva anomalie anche di piccola entità ma risente delle condizioni ambientali e, in modo particolare, della presenza di corpi metallici in superficie, anche se situati a diversi metri di distanza.

I dati vengono generalmente elaborati in modo da ottenere delle mappe magnetiche, la cui configurazione rispecchia la distribuzione delle sorgenti di anomalia (figura 1.17).

1.3.4 Metodo radar GPR

Il metodo GPR (*Ground Penetrating Radar*) si basa sulla proprietà dei terreni di trasmettere onde elettromagnetiche ad alta frequenza e misura il tempo di andata e ritorno di tali onde quando esse vengono riflesse da un orizzonte di discontinuità.

Lo strumento invia, mediante un'antenna, un impulso multifrequenza nel suolo da indagare: quando le onde elettromagnetiche incontrano sul loro cammino una discontinuità fisica che comporti una diversa velocità di propagazione, parte dell'energia incidente viene riflessa e ritorna all'antenna (figura 1.18), generando un impulso di forma simile a quello trasmesso, anche se distorto in frequenza e fase.

Il principale limite all'applicazione tecnica del GPR è dovuto al fatto che parte dell'energia viene assorbita dal mezzo nel quale si propaga l'onda; questa energia è tanto maggiore quanto più il mezzo è conduttivo e/o umido e cresce col crescere della frequenza utilizzata.

La banda di frequenze utilizzate varia da 50 a oltre 3000 MHz; la scelta entro questo ampio intervallo di possibilità dipende dal dettaglio che si vuole ottenere e dalla profondità da indagare perché la frequenza è direttamente proporzionale al potere risolutivo e inversamente proporzionale alla profondità di indagine (tabella 1.11).

Materiale	Profondità di penetrazione (m)	
	120 MHz	300 MHz
Sabbia secca	140	45
Sabbia umida	8,5	2,8
Arenaria umida	0,8	0,3
Calcere umido	1,4	0,5
Argilla secca	75	25
Argilla umida	1	0,3

Tabella 1.11 - Profondità di penetrazione delle onde elettromagnetiche in funzione della loro frequenza e del tipo di mezzo attraversato.

La dimensione minima degli oggetti che possono essere identificati (metalli e non metalli) dipende dalla frequenza del segnale radar (può giungere a 0,3 - 0,5 m); gli oggetti isolati che hanno un diametro medio inferiore a metà lunghezza d'onda non possono essere rivelati.

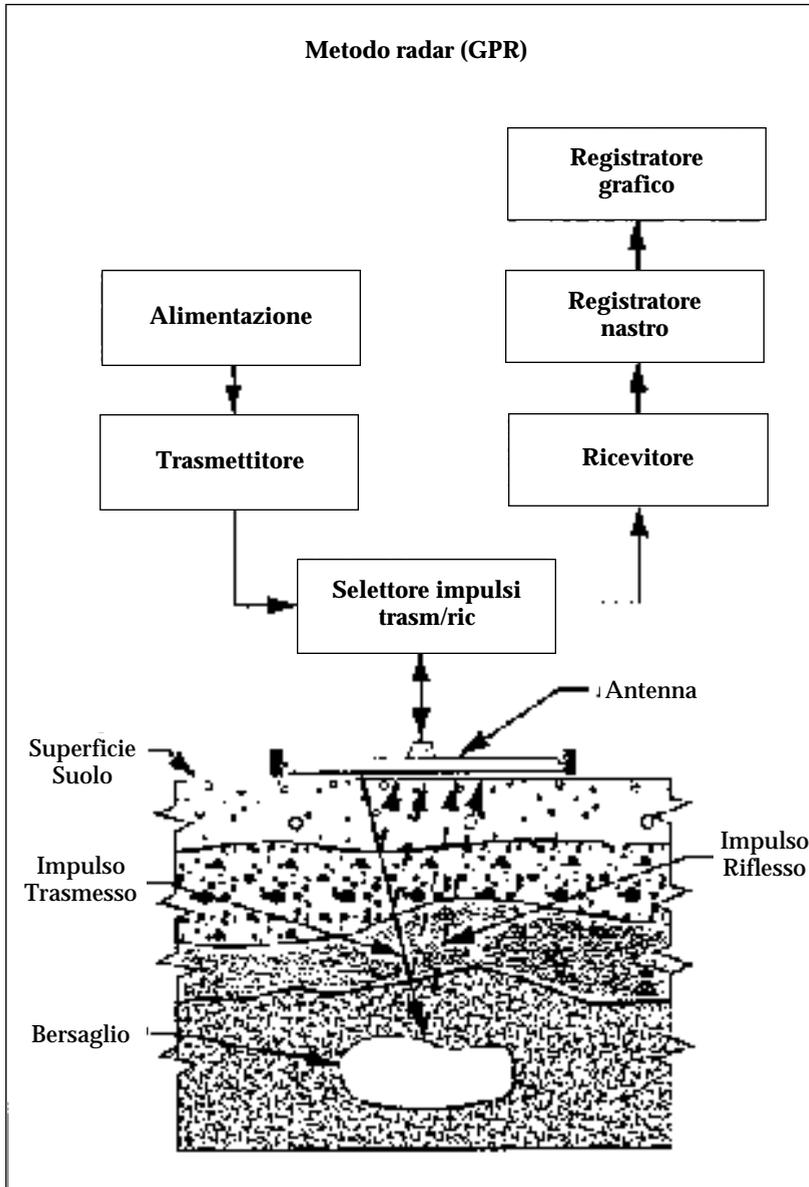


Figura 1.18 - Schema di procedura di rilevamento radar.

La direzione di emissione del fascio d'onda è verticale; poiché anche la direzione delle onde riflesse è molto vicina alla verticale, di solito la stessa apparecchiatura funziona alternativamente da antenna emittente e ricevente.

Il risultato finale di un rilevamento elementare è costituito da un segnale nel domi-

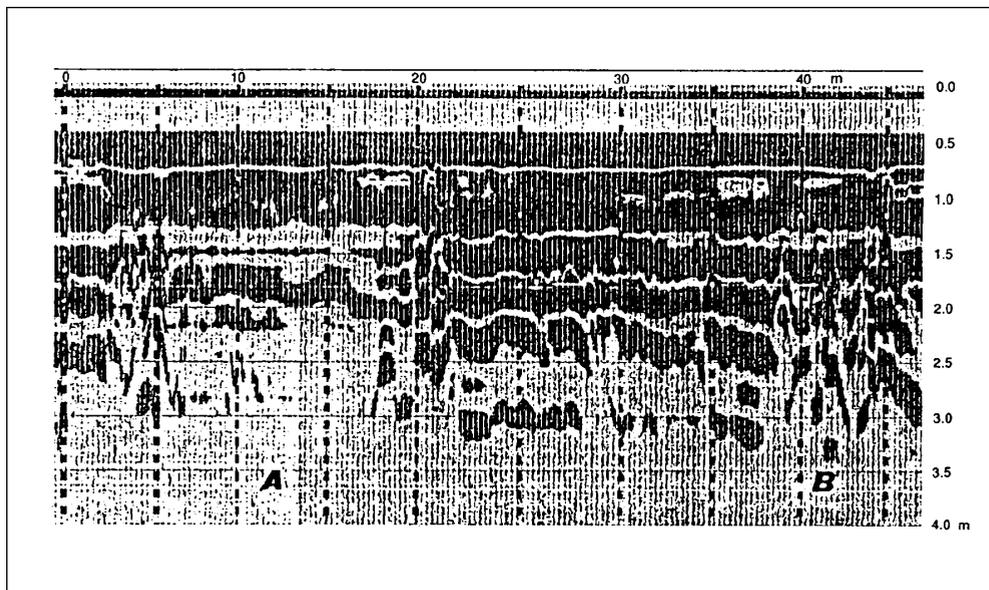


Figura 1.19 - Esempio di profilo radar registrato in vicinanza di ammassi sepolti (A e B) di materiale vario (Beretta, 1992).

nio dei tempi, comprendente una serie di impulsi che rappresentano la successione degli orizzonti attraversati; la loro posizione in profondità dipende dalla velocità di propagazione delle onde nei materiali di copertura. Il sistema preleva questi singoli segnali con frequenze variabili in funzione della velocità del mezzo operatore (mediamente intorno a 50 segnali/s) e lungo la direzione prefissata. Questo consente di visualizzare una vera e propria sezione del sottosuolo, che rappresenta le variazioni delle proprietà elettriche dei terreni lungo la direzione seguita (figura 1.19).

Il georadar viene utilizzato per la ricognizione di corpi metallici e non metallici sepolti, rifiuti, sacche di inquinamento o zone intrise di percolato e superfici di separazione tra suoli indisturbati e suoli rimaneggiati ma è in grado di fornire indicazioni anche sulla stratigrafia del sottosuolo.

Poiché la velocità di propagazione delle onde radio dipende essenzialmente dalla costante dielettrica dei materiali attraversati, il metodo è sensibile a discontinuità nei valori di questa grandezza. A sua volta, la costante dielettrica dipende dallo stato fisico dei materiali: densità, porosità, permeabilità, conducibilità ecc.

La profondità di investigazione dipende dalla frequenza delle onde irradiate, dalla natura del terreno e dalla presenza d'acqua; anche la presenza di materiale fine ostacola la possibilità di penetrazione delle onde. Normalmente la profondità di penetrazione è di alcuni metri, potendo arrivare ad alcune decine di metri solo in condizioni ideali. L'accuratezza nella determinazione della profondità è di circa il 10% della distanza dello strumento trasmettente-ricevente dall'oggetto ricercato.

Per l'individuazione delle aree soggette a fenomeni di inquinamento chimico sono richieste antenne a bassa frequenza (80-120 MHz), eventualmente con trasmettente separata dalla ricevente per raggiungere il massimo dettaglio alle massime profondità, e l'eliminazione dell'influenza degli strati più superficiali.

L'utilizzo del georadar risulta molto conveniente per l'alta risoluzione raggiungibile (precisione di qualche centimetro per diversi metri di profondità) e per la relativa rapidità con la quale si ottengono i profili (fino a circa 15 km/ora): queste caratteristiche permettono di coprire le aree da indagare con costi decisamente contenuti e offrono la possibilità di interpretazioni speditive dei dati sul campo.

I risultati sono però condizionati dalle caratteristiche del sito, dalla presenza di cavi, recinzioni metalliche ecc.; il metodo non è indicato per suoli ricchi di argilla, con acque sotterranee a elevata concentrazione di sali o altro materiale che assorba le onde elettromagnetiche.

1.3.5 Metodo di individuazione di metalli

Il metodo di individuazione di metalli (*metal-detection*) si basa sulla conduttività elettrica dei metalli, che è molto elevata in rapporto al terreno circostante.

Un trasmettitore crea un campo magnetico alternato attorno a una bobina trasmittente: questo campo, variamente modificato da eventuali oggetti sepolti, viene registrato in corrispondenza di una bobina ricevente. Le principali applicazioni del metodo sono l'individuazione di contenitori metallici sepolti, ferrosi e non, e la definizione dei limiti di cavità sepolte contenenti oggetti metallici.

Il metodo ha buona risoluzione orizzontale (l'area di investigazione può raggiungere 1 m²) ma bassa risoluzione verticale e può arrivare a una profondità massima di investigazione di 6 m circa (generalmente non supera però i 3 m). La possibilità di indagine è comunque ridotta, in quanto la risposta dello strumento è direttamente proporzionale alla sezione trasversale dell'oggetto di indagine.

I vantaggi di questo metodo derivano soprattutto dalla velocità e dalla facilità d'uso degli strumenti e dalla possibilità di interpretazione rapida dei dati acquisiti, già sul posto.

Limitazioni nell'uso derivano dalla interazione con oggetti metallici e fluidi conduttivi situati sulla superficie e dalla presenza di ossidi di ferro nel suolo.

1.3.6 Metodo termografico

Il metodo termografico (termocamere terrestri) è basato sul rilevamento delle variazioni locali di temperatura, che possono essere indice della presenza di corpi sepolti, caratterizzati da conducibilità termica differente rispetto ai materiali circostanti o dalla presenza di reazioni accompagnate da variazioni termiche.

È noto, infatti, che ogni corpo emette uno spettro di radiazioni elettromagnetiche, la cui intensità dipende dalla temperatura: è quindi possibile rivelare differenze di temperatura da misure spettrografiche.

L'apparecchiatura per le misure di superficie è costituita da uno scanner all'infrarosso termico (lunghezza d'onda della radiazione compresa generalmente tra i 4,5-5 e 9-11,1 μm), montato su un veicolo mobile, che registra le lunghezze d'onda emesse da una porzione ristretta del suolo. Il sensore è tenuto circa 0,5 m sopra la superficie del suolo, di solito sul fronte del paraurti, e registra la radiazione totale del corpo che sta

“inquadrandolo”. Queste misure forniscono la temperatura dello strato superficiale con un’accuratezza di $0,3^{\circ}\text{C}$ a 20°C . I dati sono poi registrati su nastro magnetico ed elaborati al computer.

Il riconoscimento di discariche abusive di materiali organici è piuttosto immediato perchè, durante la loro decomposizione, si raggiungono temperature di $40\text{--}50^{\circ}\text{C}$. L’individuazione di discariche di rifiuti industriali a basso contenuto organico risulta invece più complessa perchè la loro presenza non sempre è accompagnata da fenomeni di esotermia. È tuttavia possibile rilevare con misure termiche una serie di possibili manifestazioni indotte, ascrivibili allo stato di salute della vegetazione, alla sua densità, tipologia ecc.

Le condizioni ambientali richieste sono un ridotto carico solare (le misure dovrebbero essere preferibilmente eseguite nella tarda nottata o prima dell’alba) e un tempo asciutto.

Se i rifiuti sono esposti alla superficie è possibile, inoltre, identificare alcune classi di rifiuti (per esempio gli inerti, i rifiuti solidi stabilizzati in fase di metanizzazione e le melme acide) grazie al loro contrasto termico. Le melme acide mostrano

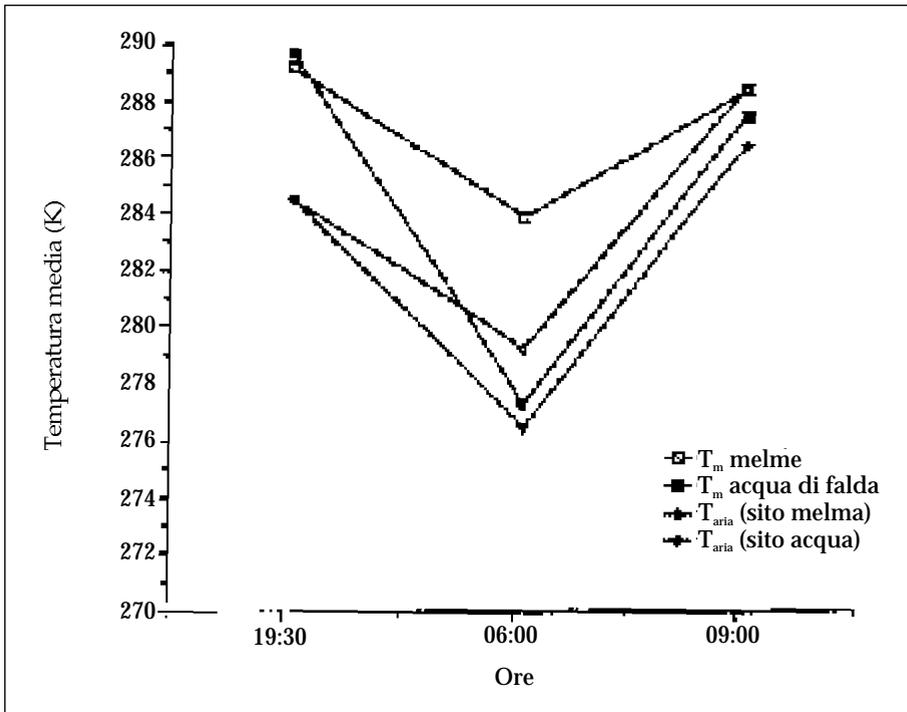


Figura 1.20 - Esempio di valori delle temperature medie T_m ottenute da rilievi termografici e loro confronto. Si osserva che l’inerzia termica relativa delle melme acide è molto maggiore di quella dell’acqua di falda. Sono stati considerati anche i valori di temperatura dell’aria nei due siti di postazione, per valutare una loro possibile influenza che risulta trascurabile (Zilioli et al., 1990).

una capacità e una inerzia termica decisamente superiori rispetto a quelle dei corpi idrici di falda (figura 1.20) e perciò si riscaldano in modo differente rispetto agli altri materiali.

1.3.7 Metodi gravimetrici

Sono basati su misure del campo gravitazionale terrestre. Le misure devono essere sottoposte a tre tipi di correzioni (di aria libera, di Bouguer e topografica) (figura 1.21) per ridurre le informazioni a un unico livello di riferimento in modo da mettere in evidenza le differenze del campo misurato rispetto a un valore teorico. Tali differenze assumono il significato di anomalie dovute a variazioni locali di densità conseguenti alla presenza di corpi sepolti.

La profondità di indagine è funzione della distanza tra le stazioni di misura e del contrasto di densità tra il "bersaglio" e il terreno circostante. È comunque possibile individuare cavità o zone di basso addensamento di materiale che causano anomalie non inferiori a 0,020 mgal.

I metodi gravimetrici e magnetici hanno numerosi punti in comune: devono essere misurate anomalie piccole in confronto ai valori del campo totale; entrambi i campi hanno sorgenti naturali e variano in funzione delle coordinate geografiche e

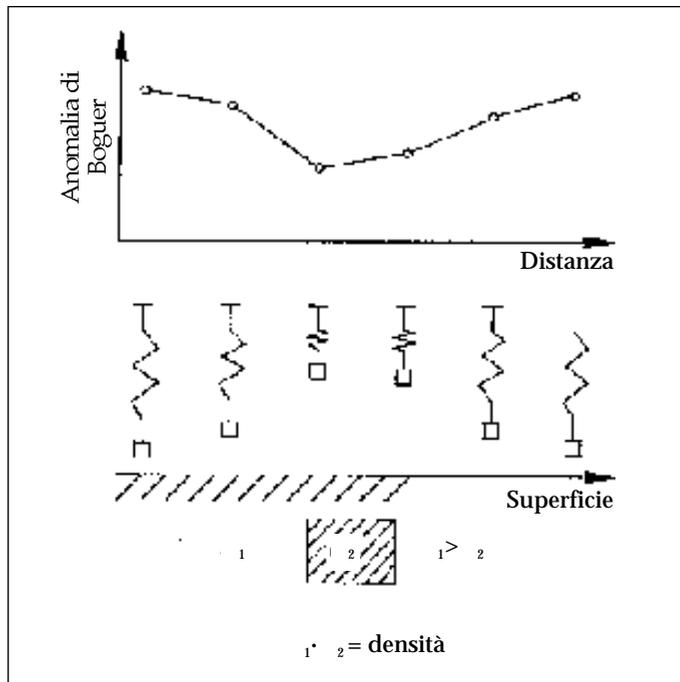


Figura 1.21- Principio di funzionamento dei metodi gravimetrici (Vogelsang, 1994).

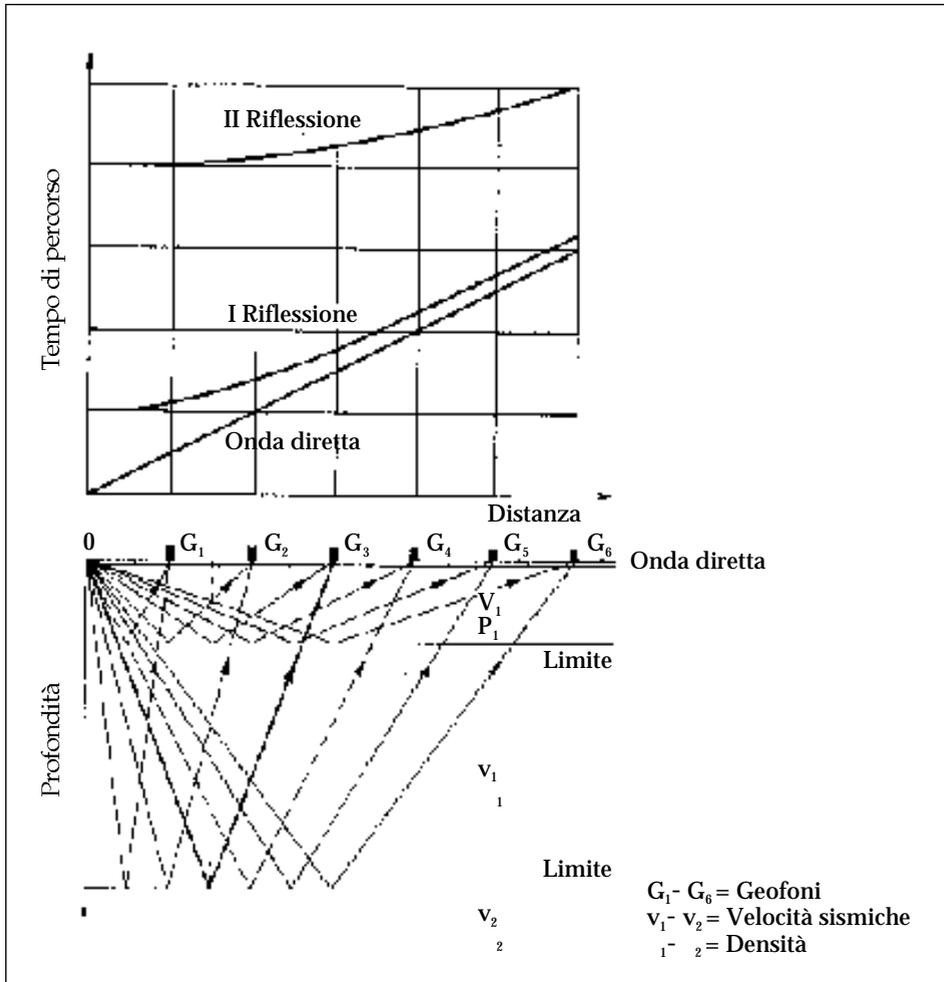


Figura 1.22 - Principio del metodo a riflessione sismica.

del tempo; è possibile determinare il valore assoluto del campo. Ci sono comunque alcune differenze: con i valori di sensibilità dei moderni strumenti, le anomalie individuabili nella ricerca di discariche abusive occultate sono dell'ordine dei 10^{-9} parti per campo totale per i metodi gravimetrici mentre sono dell'ordine dei 10^{-4} per i metodi magnetici; le correzioni sono più importanti (e spesso solo approssimate) per la gravimetria; il lavoro di campagna è più semplice per i metodi magnetici mentre le misure gravimetriche richiedono personale altamente specializzato.

I metodi gravimetrici, anche se piuttosto costosi, sono comunque in grado di mettere in luce anomalie di densità nei terreni e possono quindi essere utilizzati nell'individuazione di discariche abusive, data la minore densità e l'estrema eterogeneità di que-

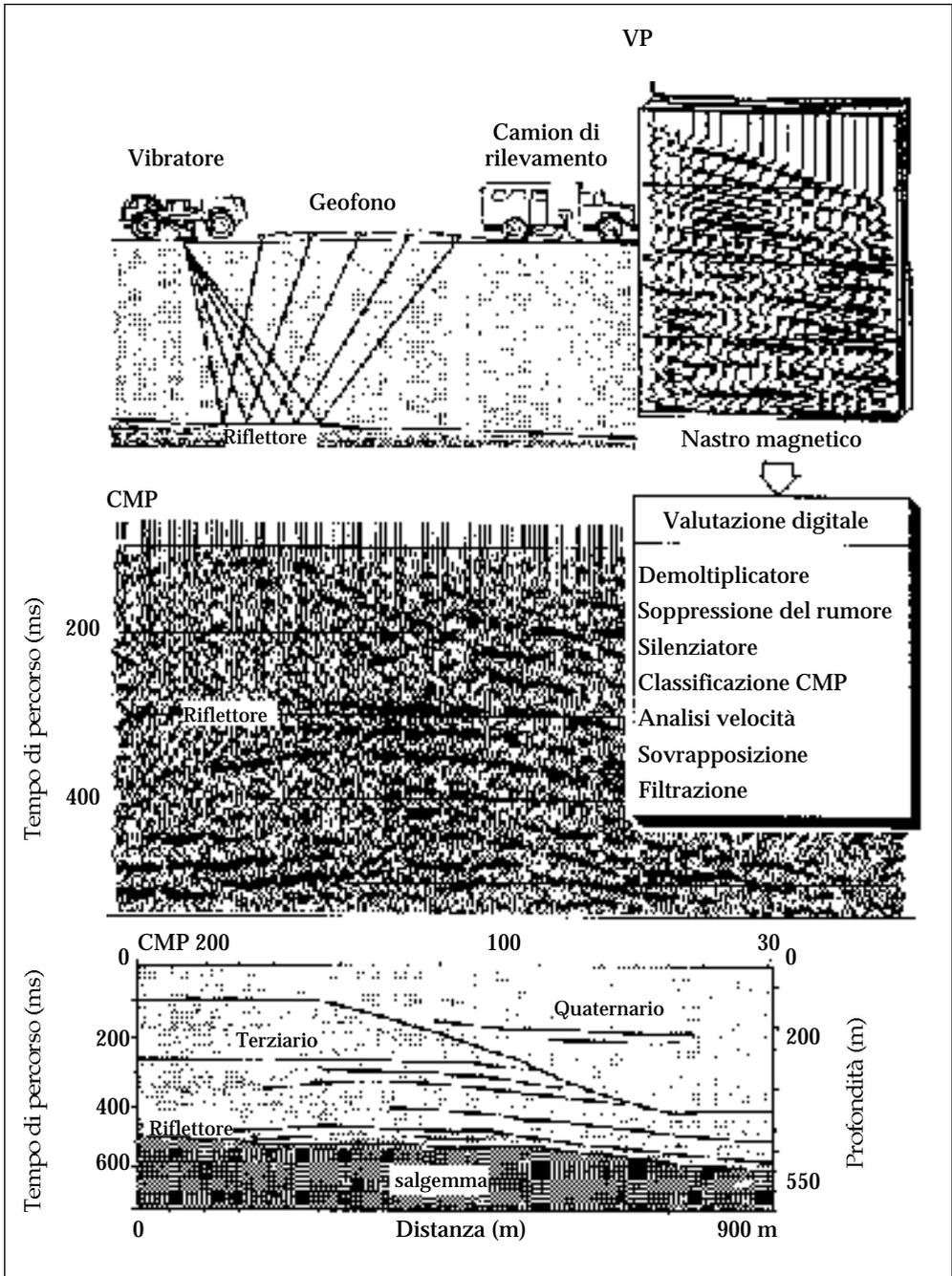


Figura 1.23 - Esempio di rilevamento sismico a riflessione e quadro delle operazioni di elaborazione dei dati (Vogelsang, 1994).

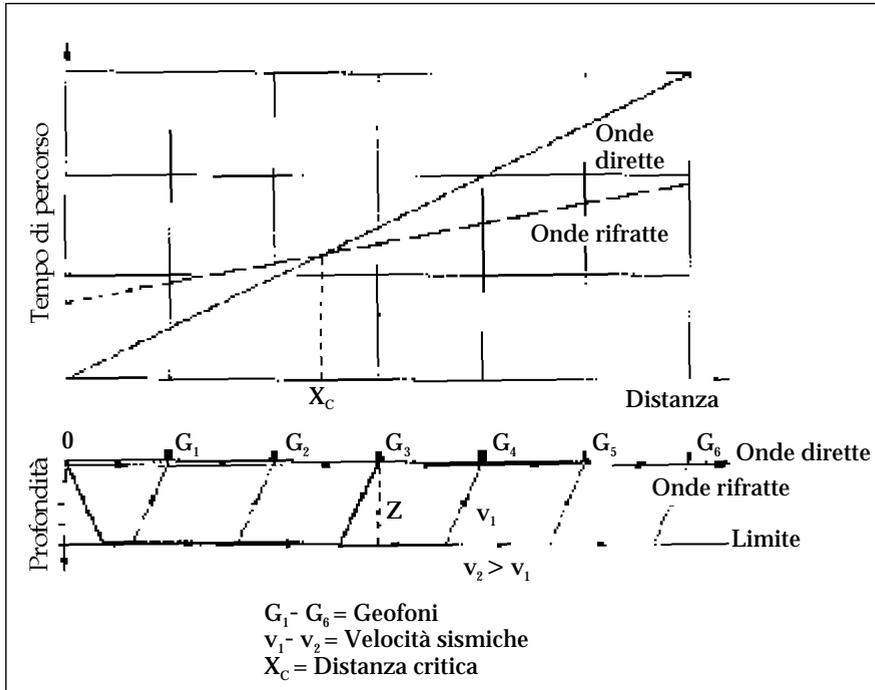


Figura 1.24 - Principio fisico del metodo sismico a rifrazione.

sti depositi rispetto ai terreni circostanti indisturbati. Tuttavia vi sono problemi di scala, in quanto le anomalie imputabili alle scariche abusive sono spesso di dimensioni troppo piccole per essere chiaramente individuate, risultando in molti casi dello stesso ordine di grandezza dell'approssimazione delle correzioni.

1.3.8 Metodi sismici

Questi metodi sono basati sulla misura del tempo impiegato dalle onde elastiche generate da sorgenti di diversi tipi (colpi di maglio, vibrazioni, esplosioni ecc.) per propagarsi nel terreno e riflettersi o rifrangersi verso la superficie per effetto delle discontinuità eventualmente presenti. Il ritorno delle onde è osservato mediante ricevitori elettrodinamici (geofoni) disposti, in genere, lungo allineamenti superficiali.

Le rocce hanno un modulo di elasticità molto diverso tra loro, anche se presentano densità non molto differenti. Quando nel sottosuolo esistono strati con proprietà elastiche diverse, si hanno velocità diverse di propagazione delle onde elastiche che rendono possibile l'ottenimento di dati sulla profondità e sullo spessore dei corpi investigati, compresa una eventuale scarica.

I metodi più usati: metodo a riflessione, metodo a rifrazione e il metodo *cross-hole* con trattamento tomografico.

Il metodo a riflessione sismica utilizza onde elastiche generate in superficie e captate da

geofoni posti a piccola distanza dalla sorgente. Si misurano i tempi di ritorno sia di onde superficiali sia di onde penetrate nel terreno e riflesse da una superficie d'interfaccia tra due mezzi con proprietà elastiche diverse (figura 1.22).

Dalla misura dei tempi di percorso e dalla conoscenza delle velocità di attraversamento degli strati del sottosuolo è possibile ricostruire la stratigrafia e localizzare in profondità la superficie di riflessione (figura 1.23).

Questo metodo è in assoluto il più adatto per l'esplorazione petrolifera (a grandi profondità) ma utilizza lunghezze d'onda troppo grandi, che non sono quindi in grado di "vedere" piccoli corpi e strutture di dimensioni ridotte. Per queste ragioni, il metodo a riflessione sismica viene utilizzato solo in casi particolari per l'individuazione di discariche abusive.

Nel metodo a rifrazione sismica, le onde sono captate fino a grande distanza dalla sorgente da una serie di geofoni e, invece dei tempi di percorso delle onde riflesse nel sottosuolo, si misurano i tempi di percorso delle onde rifratte in condizione di incidenza critica all'interfaccia tra gli strati (figura 1.24). In queste condizioni, ci sono onde che si propagano lungo il rifrattore inviando verso l'alto le vibrazioni, che vengono captate dai geofoni in superficie.

Il metodo funziona solo se il secondo strato, che ha agito da rifrattore, possiede una velocità sismica maggiore del primo. Qualora il mezzo rifrattore sia più lento del primo, non si ha rifrazione critica e il metodo non può essere applicato. Per gli stessi motivi, un mezzo a bassa velocità posto tra due mezzi a velocità più elevata può non essere rilevato.

Noti i tempi di risalita delle onde dall'orizzonte rifrattore, si effettua la conversione in profondità dei tempi di percorso e, dai valori di profondità ricavati, si ottiene l'andamento del rifrattore e la ricostruzione della stratigrafia e dell'assetto strutturale (figura 1.25).

Poiché i materiali depositati in una discarica sono generalmente più "lenti" del terreno nel quale sono stati depositati, con il metodo a rifrazione è possibile ricostruire l'andamento della superficie sulla quale poggiano i rifiuti.

Il metodo *cross-hole* è un'operazione sismica che utilizza fori di sonda nei quali si calano gli apparecchi di energizzazione e i geofoni. L'esecuzione del rilievo comporta una serie di misure con diverse geometrie di raggi ottenute variando, dopo ciascuna misura, la geometria tra sensori e punto di energizzazione. Vengono registrati i tempi di percorso dell'onda ai diversi geofoni per le diverse geometrie. L'elaborazione dei dati permette di ottenere una dettagliata mappa di velocità o una ricostruzione tomografica. La tomografia è una tecnica (usata peraltro in diversi campi) che partendo dalle misure *in situ* permette di ricavare il campo delle velocità di propagazione delle onde, dal quale si possono ottenere informazioni sulla conformazione e sui parametri elastici della struttura in studio.

I costi connessi alla perforazione di pozzi idonei all'applicazione di questo metodo sono piuttosto elevati.

Nessuno dei metodi sismici può comunque fornire indicazioni sulla presenza di contaminanti nei terreni indagati perché i contrasti di velocità sono troppo piccoli o distribuiti su spessori troppo grandi (non si realizzano cioè vere e proprie superfici di discontinuità in grado di generare riflessioni o rifrazioni).

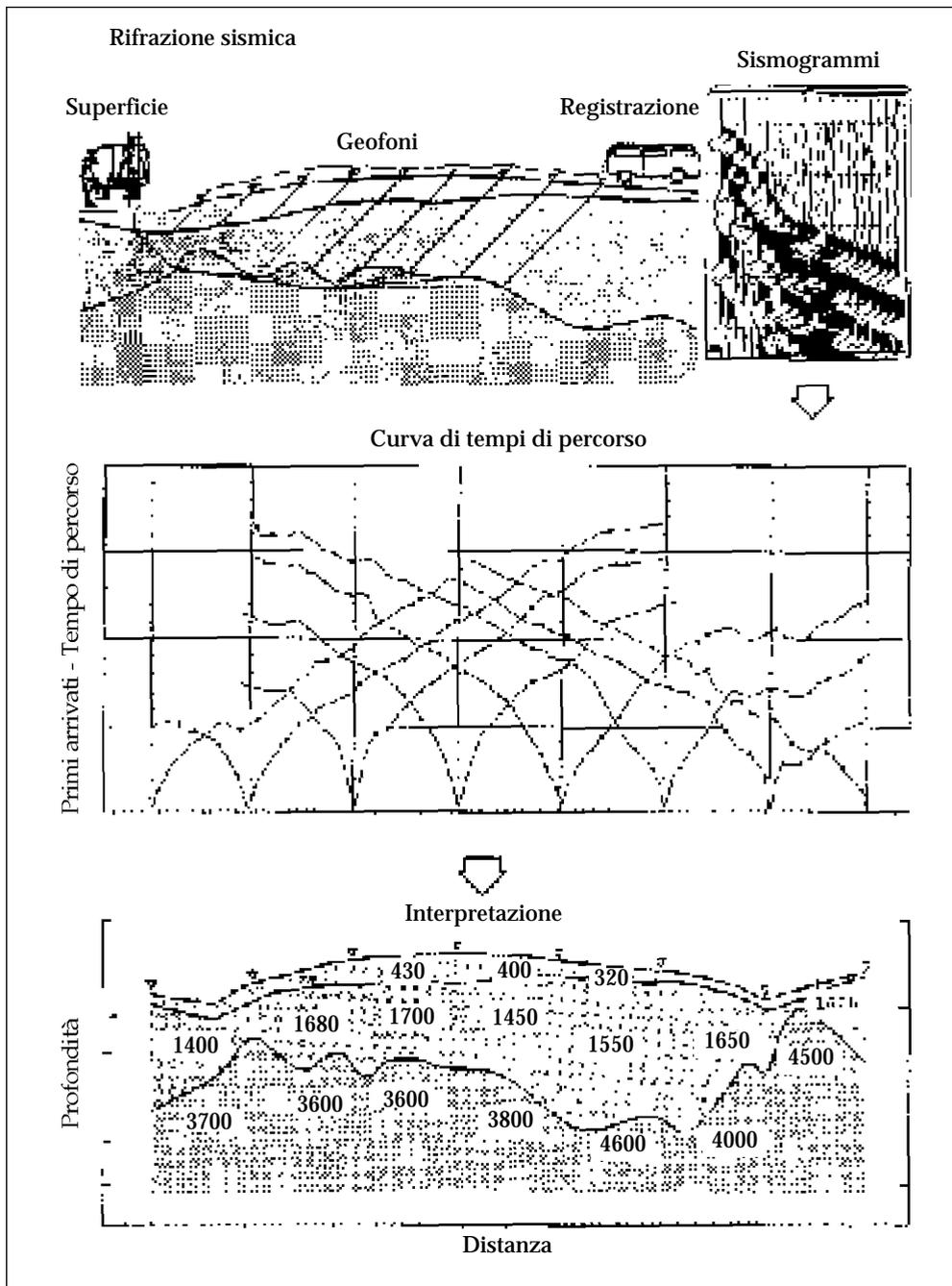


Figura 1.25 - Esempio di rilevamento sismico a rifrazione e di interpretazione dei dati. I numeri nei riquadri indicano le velocità sismiche (Vogelsang, 1994).

Bibliografia

Beretta, G. P. 1992. Idrogeologia per il disinquinamento delle acque sotterranee. Pitagora Editrice, Bologna.

Brivio, P. A., Doria, I., Zilioli, E., Gomasasca, M. A., Moriondo, A., Pagnoni, F., Tomasoni, R., Bolzan, G. 1992. Approccio metodologico per lo studio delle discariche nel territorio di Palmanova mediante dati Landsat-TM. 1: L'identificazione. Associazione Italiana di Telerilevamento. Atti del 5° Convegno AIT, 25-29 maggio 1992, Milano.

Brivio, P. A., Doria, I., Zilioli, E., Gomasasca, M. A., Moriondo, A., Pagnoni, F., Tomasoni, R., Bolzan, G. 1992. Approccio metodologico per lo studio delle discariche nel territorio di Palmanova mediante dati Landsat-TM. 2: La classificazione. Associazione Italiana di Telerilevamento. Atti del 5° Convegno AIT, 25-29 maggio 1992, Milano 1992.

Del Pero, G., Pizzaferrì, G., Tonelli, A. M. 1986. L'impiego delle tecniche termografiche nel controllo dei siti adibiti a discarica dei rifiuti solidi urbani. Atti del 1° Convegno AIT, 9-10 ottobre 1985, Firenze, .

Ferrer-Vidal Cortella, V., Martinez Alonso, S. E., Solé-Sugranes, L. 1993. Radiometric Anomalies Caused by Industrial Activity in Barcelona Suburban Areas. Proceedings of the 25th International Symposium, Remote Sensing and Global Environmental Change, Graz, 4-8 aprile 1993, vol. II, 403-407.

Gomasasca, M. A., Zilioli, E., Brivio, P. A., Doria, I., Moriondo, A., Pagnoni, F., Tomasoni, R. 1992. Waste-Disposal Sites Identification and Classification by Means of Landsat TM Imagery. Proceedings of the 6th Australasian Remote Sensing Conference, 2-6 novembre 1992, Wellington, New Zealand. Volume 2, 183-191.

Gomasasca, M. A., Pagnoni, F. 1992. Mapping Out Waste Sites, Sistema Terra. Ed. Laterza, Roma. Anno 1, n. 2, 60-63.

Grancini, G., Zilioli, E., Gomasasca, M.A., Vitiello, F. 1992. Potenzialità del telerilevamento da satellite e da aereo per la identificazione e classificazione di aree di degrado. Atti del 5° Convegno AIT, 25-29 maggio 1992, Milano, 8-20.

Jemma, F., Cardarelli, U. 1995. I nuovi satelliti ad alta risoluzione: opportunità e applicazioni nella pianificazione del territorio. Atti del 7° Convegno nazionale AIT, 17-20 ottobre 1995, Chieri (To).

Mantovani, F., Marcolongo, B. 1992. Fotogeologia - Il telerilevamento nelle Scienze della Terra. La Nuova Italia Scientifica, 1992.

Palla, L., Catena, G. 1988. Il Telerilevamento nello studio delle situazioni ambientali a rischio. *Inquinamento*, n. 12, dicembre 1988.

Siegrist, R. L., Hargett, D. L. 1989. Application of Surface Geophysics for Location of Buried Hazardous Wastes. *Waste Management & Research* 7, 325-335.

Ulaby, F., Moore, R., Fung, A. 1986. Microwave Remote Sensing: Active and Passive. Addison Wesley, voll. I, II, III.

Vogelsang, D. 1994. Environmental Geophysics. A Practical Guide. Springer-Verlag, Berlin, 173.

Zilioli, E., Gomarasca, M. A., Antoninetti, M., Macerata, D. 1990. Applicazione della termografia terrestre nell'individuazione di corpi di discarica. Atti del VII Congresso Nazionale Ordine dei Geologi, Roma, 25-27 ottobre 1990. IIIB, 41-51.

Zilioli, E., Gomarasca, M. A., Tomasoni, R. 1992. Application of Terrestrial Thermography to the Detection of Waste-Disposal Sites. *Remote Sensing of Environment*, vol. 40, 153-160, Elsevier, New York.

Capitolo 2

**Caratterizzazione
con indicatori biologici**

2.1 Introduzione

I rifiuti solidi rappresentano uno dei più rilevanti problemi ambientali della nostra società. La riduzione della loro quantità nelle diverse fasi di produzione, raccolta, e smaltimento richiede un notevole impegno, tecnico, gestionale ed economico, anche per i rischi di danno che possono derivarne all'ambiente e alla salute umana.

Questo problema diventa particolarmente acuto nel caso dei rifiuti pericolosi che, per le loro caratteristiche intrinseche, esaltano il livello di rischio specialmente se sono depositati in ammassi abusivi, sconosciuti e incontrollati. In queste condizioni infatti, per la mancanza di qualsiasi sistema di protezione, elementi o composti critici (a vario grado di tossicità) possono essere trasportati nell'ambiente circostante, causando la contaminazione di diversi ecosistemi. Risulta allora amplificata la probabilità di esposizione per la popolazione della zona e, quindi, il rischio di derivazione di danni gravi e talora irreversibili alla salute umana.

2.2 Indicatori di rischio, di effetto e di presenza

Per poter ottenere una stima del danno potenziale alla salute umana o a un ecosistema, connesso a un'esposizione a sostanze tossiche e nocive, si può fare ricorso alle seguenti tipologie di indicatori:

- indicatori di rischio;
- indicatori di effetto;
- indicatori di presenza.

2.2.1 Indicatori di rischio e stima della criticità degli ammassi abusivi

Gli *indicatori di rischio* sono costituiti da un insieme di parametri che, considerati in maniera integrata, consentono di evidenziare l'esistenza di un rischio potenziale per la salute di una popolazione e di quantificarne l'entità, almeno in modo approssimativo.

L'evidenziazione e la valutazione quantitativa del rischio di danno alla salute umana, connesso alla presenza in una o più matrici ambientali di sostanze tossiche o comunque nocive, richiedono la conoscenza il più possibile esatta dei seguenti fattori:

- le proprietà chimico-fisiche dei diversi composti tossici o nocivi;
- le caratteristiche tossicologiche;
- il potere irritante o corrosivo;
- la eventuale attività sensibilizzante;
- la capacità mutagena;
- il effetto embriotossico;
- il potere genotossico o cancerogeno.

A tutti questi parametri, che vengono anche definiti "additivi" perché concorrono con effetto di somma a determinare il "rischio potenziale intrinseco" attribuibile alle sostanze presenti, devono inoltre essere aggiunti altri parametri, detti "moltiplicativi", perché possono moltiplicare o demoltiplicare il rischio intrinseco.

Appartengono al gruppo dei parametri moltiplicativi:

- la quantità delle sostanze presenti;
- la persistenza;

- la bioconcentrazione (ossia le concentrazioni accumulate negli esseri viventi degli ecosistemi contaminati);
- il grado di dispersione ambientale;
- l'eventuale presenza in diverse matrici, con possibilità di esposizione plurima per l'uomo;
- la dimensione e la composizione della popolazione esposta al rischio.

Conoscendo tutti questi parametri, additivi e moltiplicativi, attraverso una loro indicizzazione differenziata, si può, con l'uso di calcoli matematici, pervenire a una stima abbastanza attendibile di diversi "Indici di Rischio" per l'uomo: tossico, cancerogeno, embriotossico ecc.

Valutare la criticità di un ammasso abusivo significa potere comprendere le conseguenze della sua presenza in termini di rischi e impatti ambientali. A tal fine, occorre peraltro fare chiarezza sul significato da attribuire ai concetti di "pericolosità", "impatto ambientale", "rischio", "criticità". Si tratta di termini usati spesso in modo differente, talvolta addirittura come sinonimi.

Con il termine "pericolosità" si intende una caratteristica attribuibile a diverse entità (una sostanza, un sito), che rende conto della loro capacità intrinseca di produrre un danno, indipendentemente dalle cause. In particolare, la pericolosità dei rifiuti presenti è evidentemente una componente essenziale della criticità dei siti cosiddetti contaminati.

Il concetto di "rischio" esprime una probabilità di accadimento per determinati eventi negativi. Nel nostro caso, per impatti negativi conseguenti alla presenza di ammassi abusivi.

Anche il termine "criticità" esprime una condizione di possibile negatività per determinate entità (siti, popolazioni esposte) derivante da condizioni patologiche interne o dalla compresenza di fattori di pressione e di bersagli sensibili. Una situazione di elevato rischio ambientale è sicuramente critica.

"L'impatto ambientale" esprime invece gli effetti prodotti da una determinata sorgente su determinati bersagli ambientali tenendo conto, in particolare, delle condizioni iniziali di criticità e del fatto che gli effetti in questione siano valutabili in termini positivi o negativi. Tale concetto comporta quindi l'esistenza di entità più o meno sensibili che possono subire danni e che costituiscono bersaglio per fattori con caratteristiche diverse di pericolosità.

Ai fini del governo dell'ambiente è peraltro da considerarsi critica anche una situazione per la quale si possa ipotizzare l'esistenza di rischi, senza peraltro disporre di tutti gli elementi informativi necessari a una quantificazione del rischio. L'incompletezza dell'informazione è componente della criticità di una data situazione e le decisioni conseguenti costituiscono un aspetto primario del governo della materia.

Per quanto riguarda la stima tecnica della criticità legata agli ammassi abusivi, si può prendere atto che le principali strategie metodologiche sono:

- la trattazione basata su standard tabellari di confronto, in particolare per quanto riguarda la presenza di sostanze pericolose negli ammassi. Su tali basi si effettuano analisi su suoli contaminati e si verifica il superamento o meno di determinate soglie tabellari; il superamento fa scattare l'azione di bonifica;
- il *risk assessment* in senso tecnico (definito anche in linguaggio tecnico con il termine "rischio assoluto"), che analizza il complesso delle sostanze pericolose

presenti nel sito e calcola le conseguenze della loro presenza in termini di rischio per la salute umana;

- l'approccio basato su indici sintetici di rischio relativo, che consente una gerarchizzazione delle situazioni di rischio capace di tenere conto di un numero elevato di fattori, senza peraltro che le scale di confronto corrispondano a precisi parametri fisici.

La scelta tra le varie strategie costituisce oggetto di vivo dibattito in sede tecnica. È molto probabile che i disaccordi esistenti dipendano anche da insufficienti confronti preliminari sul modello concettuale stesso da utilizzare per la definizione dei rischi e degli impatti in gioco.

È importante a tal fine precisare ulteriormente l'analisi delle componenti della criticità ambientale, traducendo le definizioni date nei paragrafi precedenti in specifiche formalizzazioni.

Tradizionalmente il rischio (R) viene descritto come combinazione della probabilità (P) che si verifichi un determinato evento critico e della magnitudo (M), intesa come dimensione degli effetti finali indesiderati.

Altri modelli di rischio sottolineano altre componenti. Ad esempio: in idrogeologia si considera in modo separato la componente della vulnerabilità (V) intrinseca di bersagli sensibili (B), gerarchizzati secondo la loro importanza.

Tali impostazioni sono in realtà complementari, in quanto si può considerare la magnitudo (M) come combinazione dell'importanza dei bersagli interessati (B) e della loro vulnerabilità a una specifica pressione ambientale (PA) che ha prodotto un danno:

$$M = f(B, PA) \quad (2.1)$$

La pressione ambientale (PA) è a sua volta il risultato di un processo causato da una determinata sorgente di interferenza (S), caratterizzata da un determinato livello di pericolosità, e delle modalità con le quali le interferenze sono state trasmesse attraverso il mezzo-ambiente (aria, sottosuolo ecc.), ovvero della natura delle vie critiche (W) che sono intervenute:

$$PA = f(S, W) \quad (2.2)$$

Ne deriva che la magnitudo è funzione di:

$$M = f(B, S, W) \quad (2.3)$$

Nelle tradizionali valutazioni di impatto ambientale, l'impatto (IA) è definito come risultante di un processo che coinvolge una sorgente con determinati livelli di pericolosità (S), una via critica (W) e un bersaglio ambientale (B) con una sua vulnerabilità specifica:

$$IA = f(S, W, B) \quad (2.4)$$

Su tali basi, applicando alla definizione delle magnitudo le metodologie utilizzate per le stime di impatto ambientale, è possibile definire il rischio stimabile in sede

tecnica (RT) come un impatto ambientale con determinate probabilità che l'evento si verifichi:

$$RT = f(IA, P) = f(S, W, B, P) \quad (2.5)$$

Tale formulazione tiene tra l'altro conto delle modalità pratiche di trattazione del rischio associato ad ammassi abusivi, nelle quali le caratteristiche di pericolosità delle sorgenti diventano importanti già nelle fasi preliminari.

In realtà, la formulazione precedente non è ancora completa ai fini di una adeguata stima della criticità legata ad ammassi abusivi perché esiste il problema della completezza e dell'adeguatezza dell'informazione disponibile per le stime di rischio. Questo problema è tutt'altro che teorico: sono piuttosto rari i casi nei quali, al momento delle decisioni in tema di bonifiche di suoli contaminati, le informazioni disponibili risultano adeguate.

Non si tratta solo di un normale errore statistico, dovuto al fatto che normalmente non si dispone di un insieme di dati trattabile statisticamente. Molto spesso, il problema è che mancano le informazioni per capire, a livello qualitativo, le potenzialità di danni significativi.

Per esempio, non sono infrequenti i casi di discariche abusive con presenza di sostanze potenzialmente pericolose difficilmente identificabili (quali sostanze organiche generate da trasformazioni) o semplicemente non analizzate perché il numero di composti è troppo elevato.

In tali condizioni, le stime di rischio e le conseguenze in termini di programmazione degli interventi possono contenere grandi errori. Questa carenza di informazione costituisce una "indeterminatezza" normalmente espressa in termini di "dati non disponibili" (DND), che deve costituire un elemento basilare nelle attribuzioni dei livelli di criticità ai casi reali di siti contaminati. Deve essere sottolineato che l'indeterminatezza non riguarda solo la probabilità di avvenimento dell'impatto temuto (ovvero, la sua incertezza), ma può riguardare ciascuno dei termini che entrano in gioco nella definizione del possibile impatto (la pericolosità effettiva della sorgente, la natura delle vie critiche ecc.).

Per tenere anche conto dell'insufficiente conoscenza di aspetti potenzialmente molto gravi del problema, può pertanto essere importante ragionare non solo in termini di rischio definito in sede tecnica, ma anche di rischio globale (R) o, se si vuole, di criticità complessiva del problema in oggetto. Il rischio globale associato a un dato sito (R), da considerare ai fini delle scelte tecniche e amministrative, sarà dunque funzione del:

- rischio stimabile in sede tecnica (RT), secondo i parametri sopra indicati;
- rischio non determinato ma potenzialmente significativo, legato alla quantità di informazione teoricamente necessaria ma non disponibile (DND):

$$R = f(RT, DND) \quad (2.6)$$

Questo riconoscimento ha importanti conseguenze operative (che saranno affrontate in punti successivi):

- in fase di programmazione, quando ci si trova di fronte ai problemi di priorità di

intervento, la mancata inclusione, in modo formale, del problema delle informazioni non disponibili può avere come conseguenza l'effettuazione di scelte di priorità completamente sbagliate;

- in sede di caratterizzazione dei siti, occorre porsi l'obiettivo tecnico di una minimizzazione del termine DND, a parità di risorse (di regola scarse). Si tratta in particolare di ottimizzare le strategie di campionamento (paragrafo 2.6);
- in sede di progettazione e di realizzazione della bonifica occorrerà chiarire il ruolo che l'elemento DND continuerà a giocare, una volta che sia stato deciso il tipo di intervento;
- in sede di realizzazione di nuove discariche controllate, occorrerà porsi chiaramente come obiettivo tecnico la minimizzazione delle perdite di informazione, soprattutto nei casi in cui non si possano escludere interventi successivi di riparazione (per esempio, a seguito di rottura di teli impermeabili).

In realtà, la stima della criticità richiederà, oltre alle formalizzazioni precedenti, anche una chiara definizione dei criteri di fondo della valutazione adottati in sede di politiche di governo.

Affrontando la questione dal punto di vista igienico-sanitario, occorre partire dalla constatazione che l'obiettivo di normale riferimento, nei casi concreti che coinvolgono popolazioni, è quello del "rischio zero" per la salute umana.

Tale obiettivo è impossibile da conseguire nella pratica: qualsiasi scenario di recupero comporta la presenza di qualche fattore di rischio. Per esempio, anche uno scenario di tipo residenziale comporterà rischi associati al traffico indotto, che potranno tradursi in contaminazioni parziali del suolo. È stato inoltre fatto giustamente osservare che fattori di pericolosità (elementi radioattivi, sostanze quali mercurio o arsenico) sono presenti nell'ambiente naturale, spesso a livelli non trascurabili, in situazioni dove la loro riduzione a soglie ideali non è praticamente attuabile.

Dal punto di vista tecnico, conviene pertanto usare criteri che salvaguardino le finalità complessive della tutela della salute umana in condizioni di fattibilità di azione. Coerentemente con questi principi, viene formulata la seguente proposta integrata:

- assunzione del "rischio zero" come obiettivo tendenziale, asintotico in funzione delle possibilità di intervento;
- assunzione, come obiettivo effettivo di bonifica, di un livello di rischio globale confrontabile con quello comunque presente nelle destinazioni d'uso individuate dal recupero;
- massimo abbattimento progressivo del rischio nel tempo in funzione del campo decisionale nel quale ci si colloca (per esempio, in sede di programmazione pluriennale si dovrà considerare il rischio cumulativo a livello dell'intero territorio governato).

Se la disponibilità di un modello concettuale generale è indispensabile per effettuare scelte oculate, nella considerazione pratica dei singoli casi è necessario disporre di strumenti più specifici di individuazione e stima dei possibili eventi critici.

Da un punto di vista metodologico generale, per definire gli impatti ambientali legati agli ammassi abusivi, si possono utilizzare i riferimenti operativi usuali di uno studio di impatto ambientale, ovvero:

- la caratterizzazione del sito e dell'ambiente di inserimento;

- l'individuazione qualitativa degli impatti attuali o potenziali significativi;
- la stima quantitativa degli impatti attuali e la previsione di quelli attesi (rischi);
- la valutazione in termini di compatibilità ambientale degli impatti considerati;
- l'individuazione delle misure di mitigazione e compensazione.

Questa metodologia si è dimostrata di indubbia utilità per la caratterizzazione di depositi di rifiuti palesi (legittimi o abusivi). Richiede però, come bene si capisce dai paragrafi precedenti, la messa in opera di strategie complesse di investigazione e di analisi dei dati, la cui discussione più dettagliata oltrepassa lo scopo di questo capitolo.

2.2.2 Indicatori di effetto

Gli *indicatori di effetto* consistono in segnali o sintomi, soggettivamente od obiettivamente rilevabili, tali da evidenziare l'esistenza di disagi, disturbi o alterazioni organiche funzionali o metaboliche a carico dell'organismo umano.

Gli effetti che gli inquinanti ambientali possono provocare nell'uomo sono riconducibili a due tipologie:

- danno vero e proprio;
- molestia, cioè semplice sensazione di fastidio o disturbo.

I danni prodotti sull'organismo umano possono essere classificati in base:

a) Alla loro tipologia, come:

- irritativi;
- tossici;
- allergizzanti;
- embriotossici;
- cancerogeni.

b) Alla loro estensione come:

- locali;
- generali o sistemici.

c) Al loro tempo di comparsa come:

- acuti;
- subacuti;
- cronici.

In relazione al tipo e alle modalità di esposizione, nell'organismo umano possono essere indotte intossicazioni di tipo:

a) Acuto

- Esposizione di breve durata e rapido assorbimento.
- Dose unica e ripetuta in un arco di tempo breve (24 ore).
- Comparsa rapida di sintomi.
- Evoluzione rapida del quadro tossico.

b) Subacuto

- Esposizioni frequenti e ripetute.
- Comparsa dei sintomi dopo un periodo di molti giorni e/o settimane.

c) Cronico

- Esposizioni numerose e ripetute in un lungo periodo di tempo.
- Dosi in genere esigue o comunque modeste, con derivazione di danni per: (i) meccanismo di accumulo; (ii) somma di effetti.

Le esposizioni ripetute, anche se in dosi modeste e sempre uguali, determinano infatti un meccanismo di accumulo degli effetti, come è chiaramente visibile all'esame della seguente figura:

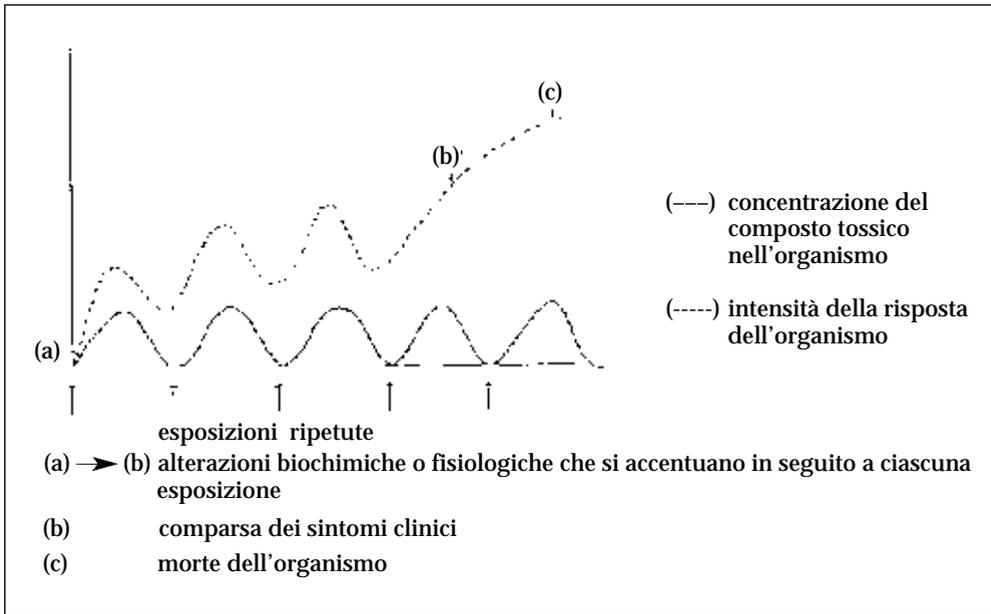


Figura 2.1 - Accumulo dell'effetto.

Questa grande varietà di risposte dell'organismo umano all'esposizione a sostanze tossiche è in larga parte condizionata dalle diverse possibili vie di penetrazione, che influenzano sensibilmente sia la sede che l'intensità degli effetti derivabili.

Fatta questa breve premessa di carattere generale, in un caso specifico è opportuno individuare: il tipo e la frequenza con la quale possono presentarsi evidenti effetti di danno o molestia alle persone; qual'è la probabilità di poter rilevare tali stati in fase precoce.

Gli *effetti acuti*, che sono quelli più facilmente rilevabili, si manifestano raramente, perché richiedono un'esposizione a dosi molto elevate di sostanze tossiche (generalmente per contatto o per inalazione). Possono pertanto riscontrarsi nel personale addetto alla manipolazione dei rifiuti come incidenti professionali ma, usualmente, non nella popolazione in generale.

Gli *effetti subacuti* si manifestano in genere come alterazioni generiche di organi e/o funzioni. Spesso non è facile stabilire un legame diretto di causa-effetto perché le alterazioni sono riconducibili a moltissimi possibili fattori, spesso strettamente legati al modo di vivere della popolazione o degli individui. Un'iniziale alterazione della funzionalità epatica, per esempio, difficilmente potrà fare ipotizzare un effetto tossico specifico, potendo essere dovuta all'alimentazione, al fumo, all'alcool, all'uso di farmaci ecc.

Rimangono gli *effetti cronici*, il cui rilevamento è certamente possibile anche in un caso specifico, a seconda della gravità delle lesioni presenti. Tali effetti hanno però il grosso limite di rendersi evidenti molto tardivamente e risultano pertanto poco utili ai fini della prevenzione. La possibile causa di effetti cronici è documentata anche da alcune ricerche, attuate in sede internazionale. Tra queste, tre sono particolarmente significative.

La prima risale agli inizi degli anni Ottanta e si riferisce a una zona dello Stato di New York (Love Canal) dove, per trentatré anni di seguito (dal 1920 al 1953), erano state scaricate decine di milioni di tonnellate di rifiuti chimici tossici (in prevalenza pesticidi e idrocarburi alogenati). Alla fine di questo periodo, era stata effettuata una "azione di recupero", consistente nella sola copertura dei rifiuti con uno strato di terreno di riporto. L'intera area era stata destinata a zona di espansione urbana e intensamente edificata. Agli inizi degli anni Ottanta, una fuoriuscita spontanea di rifiuti tossici dal terreno fino all'interno del nucleo abitativo costrinse le autorità a evacuare interi rioni con notevole apprensione dell'opinione pubblica. A seguito di questo episodio fu disposta un'indagine epidemiologica su tutta la popolazione della zona i cui risultati hanno evidenziato:

- la presenza di danni, generalmente di lieve entità, a carico dei seguenti organi: cute, fegato, rene, sistema emopoietico, sistema riproduttivo (basso peso alla nascita), sistema nervoso centrale;
- assenza di significativo incremento di alterazioni cromosomiche e tumori.

La seconda ricerca riguarda 590 località dello Stato di New York utilizzate per il deposito di rifiuti tossici. È stata presa in considerazione l'incidenza di malformazioni congenite verificatasi nelle popolazioni limitrofe ai siti inquinati, che è stata confrontata con l'incidenza media nell'intero Stato.

I depositi, indicati in *figura 2.2*, erano concentrati particolarmente in alcune zone, con conseguente disomogenea distribuzione del rischio espositivo della popolazione. I risultati dimostrano, come appare nelle *tabelle 2.1 e 2.2*, un rischio di malformazioni significativamente maggiore nei soggetti esposti, con un *Odds Ratio* di 1:12. La maggior incidenza è dovuta alle malformazioni del sistema nervoso centrale, del sistema muscolo-scheletrico e di quello cutaneo.

La terza ricerca, infine, riguarda lo stato del New Jersey. Nelle zone nelle quali entravano o erano stati depositati ammassi di rifiuti tossici è risultato un incremento significativo della mortalità per 8 tipi di tumori sui 13 indagati.

Pur essendo doveroso considerare questi risultati con la dovuta cautela, a causa del rilevante ruolo di disturbo di numerosi fattori che possono avere portato a una distorsione nella lettura dei risultati, essi tuttavia confermano che l'esposizione a rifiuti tossici, anche in dosi modeste e in modo indiretto, può comportare danni cronici.

Queste analisi risultano tuttavia di scarsa utilità per l'individuazione o la caratterizzazione di ammassi abusivi di rifiuti tossici. Infatti, in aggiunta alla non specificità dei danni riscontrati, che non possono pertanto essere direttamente attribuiti in modo inequivocabile all'esposizione alle sostanze tossiche rilasciate dal deposito di rifiuti in esame, sussiste il lunghissimo periodo di latenza, con evidenziazione di disturbi o malattie solo dopo molti anni (anche 20) di esposizione. L'evidenziazione molto tardiva dei fenomeni priva il dato di qualsiasi valore preventivo.

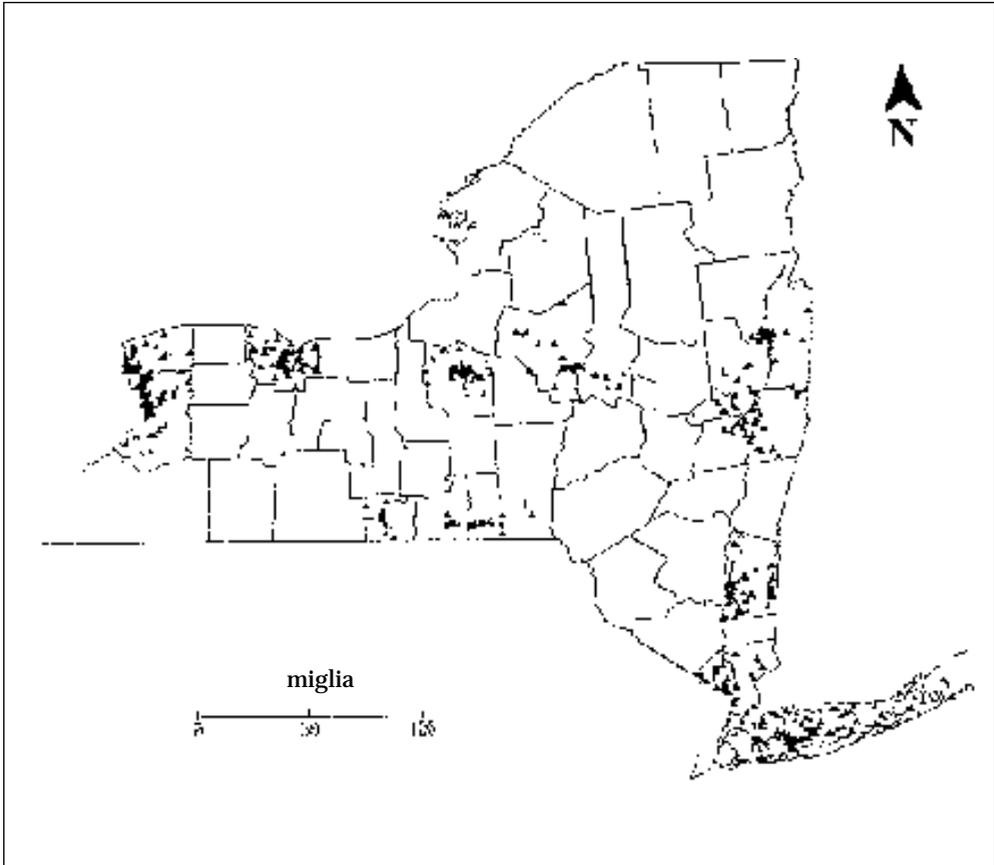


Figura 2.2 - Localizzazione dei depositi di rifiuti presi in esame per la ricerca di una correlazione con le malformazioni congenite osservate in 20 Contee dello Stato di New York.

In conclusione, anche gli indicatori di effetto risultano non utili in questo specifico caso, per i seguenti motivi principali:

- gli indicatori biologici di danno iniziale (effetti acuti) risultano troppo scarsi in numero;
- gli indicatori precoci di malattie asintomatiche (effetti subacuti) sono aspecifici e, per la loro rilevazione, richiedono inoltre indagini lunghe e costose;
- gli indicatori di danni organici o funzionali evidenti (effetti cronici) sono troppo tardivi.

2.2.3 Indicatori di presenza: uso di indicatori biologici

Gli indicatori di presenza consistono in determinazioni (test) capaci di evidenziare, in un ecosistema, disturbi che possono essere generati dalla presenza di sostanze tossiche di origine umana. I metodi di analisi sono i più semplici possibili.

Variabile	OR ^{(1), (2)}	IC 95% ⁽²⁾
<i>Esposto</i>		
No	1,00	
Sì	1,12 ⁽³⁾	1,06-1,18
<i>Razza</i>		
Bianca	1,00	
Non bianca	1,32 ⁽³⁾	1,23-1,42
<i>Età materna (anni)</i>		
<20	1,00	
20-39	1,00	0,91-1,09
40	1,32 ⁽⁴⁾	1,01-1,74
<i>Educazione materna</i>		
Scuola elementare	1,00	
Scuola superiore	1,05	0,93-1,19
Università	0,97	0,85-1,10
<i>Complicazioni in gravidanza</i>		
Nessuna	1,00	
Eclampsia/preclampsia	1,18	0,94-1,43
Altre	1,28 ⁽³⁾	1,19-1,39
<i>Sesso</i>		
Femminile	1,00	
Maschile	1,32 ⁽³⁾	1,26-1,39
<i>Precedenti nati vivi (deceduti)</i>		
0	1,00	
1	1,23 ⁽⁴⁾	1,04-1,46
<i>Precedenti nati vivi (viventi)</i>		
0	1,00	
1	0,90 ⁽³⁾	0,85-0,95
2	0,86 ⁽³⁾	0,81-0,93

⁽¹⁾ Modello finale di regressione logistico.

⁽²⁾ OR, Odds Ratio; IC, intervallo di confidenza.

⁽³⁾ $p < 0,001$.

⁽⁴⁾ $p < 0,05$.

Tabella 2.1 - Odds Ratio per le malformazioni congenite in neonati residenti nelle vicinanze di discariche di rifiuti tossici e nocivi. New York State, 1983/84.

Codice(i) ICD-9⁽¹⁾	Numero di casi⁽²⁾	Malformazione(i) congenita(e)	OR^{(1),(3)}	IC 95%⁽¹⁾
740-759	9313	Tutte le malformazioni combinate	1,12 ⁽⁴⁾	1,06-1,18
740-742	421	Sistema nervoso	1,29 ⁽⁵⁾	1,05-1,59
754-756	2730	Sistema muscoloscheletrico	1,16 ⁽⁴⁾	1,06-1,26
757	1370	Sistema tegumentario	1,32 ⁽⁴⁾	1,18-1,48
749	232	Fessure orali	1,15	0,87-1,51
750-751	429	Apparato digerente	0,89	0,71-1,07
758	245	Anomalie cromosomiche	1,18	0,90-1,55
	575	Sindromi	1,15	0,97-1,37
743-748, 752-753, 759	4003	Altre (dati troppo limitati per stabilire una correlazione con l'esposizione chimica)	1,01	0,94-1,08

⁽¹⁾ ICD-9, *International Classification of Diseases*, nona revisione; OR, *Odds Ratio*; IC, intervallo di confidenza.

⁽²⁾ La somma del numero di casi per i singoli sistemi di organi non è uguale al numero di casi per tutte le malformazioni combinate perché alcuni individui possono aver presentato più di un difetto.

⁽³⁾ Corretta mediante regressione logistica per età materna, razza, educazione, complicazioni durante la gravidanza, parità, densità di popolazione della contea di residenza e sesso del neonato.

⁽⁴⁾ $p < 0,01$.

⁽⁵⁾ $p < 0,05$.

Tabella 2.2 - Odds Ratio per tutte le malformazioni congenite e le malformazioni specifiche in neonati risiedenti nelle vicinanze di discariche di rifiuti tossici e nocivi. New York State, 1983/84.

È importante notare però che questi indicatori sono in genere *aspecifici* e non forniscono informazioni sull'origine e sul tipo di disturbo. I risultati di questi test devono quindi essere interpretati con cautela e, nel caso fossero positivi, devono essere confermati da indagini e analisi dirette (per esempio, la ricerca di contaminanti tramite analisi chimiche).

Gli indicatori di presenza sono in realtà degli indicatori di effetto indiretti, perché rivelano pur sempre l'esistenza di danno o disturbo, anche se non sull'uomo ma su organismi inferiori dotati di un ciclo vitale molto più breve e quindi tale da manifestare le alterazioni o le malattie molto rapidamente.

La difficoltà di valutazione del grado di alterazione di un ecosistema sulla base delle variazioni dei fattori che lo governano aumenta parallelamente al crescere della complessità dell'ecosistema stesso. Si è quindi pensato di porre l'attenzione sugli effetti più che sulle cause di tali alterazioni, al fine di individuarne qualitativamente e, per quanto possibile, quantitativamente l'entità.

L'affiancarsi di studi di autoecologia e di ecotossicologia ha permesso di individuare in alcuni organismi degli "indicatori biologici" che si sono dimostrati particolarmente legati a determinati intervalli di fattori ecologici o particolarmente sensibili nei confronti di alcuni effetti dell'inquinamento.

Le caratteristiche di un buon indicatore ecologico sono così sintetizzabili:

- sensibilità specifica alla variazione di un fattore ecologico, in particolare se questa può venire considerata sintomo d'inquinamento (per esempio, sensibilità alla variazione di ossigeno disciolto);
- ampia distribuzione geografica, per favorire la confrontabilità dei dati;
- durata del ciclo sufficientemente lunga da rendere possibile la formulazione di giudizio di qualità, anche con un numero ridotto di prelievi nell'arco stagionale;
- relativa facilità di determinazione.

Il concetto di "indice biologico" si è sviluppato in sostituzione di quello di "indice ambientale", basato esclusivamente sulla valutazione di parametri chimico-fisici e volto a ottenere una qualificazione in base alla concentrazione di sostanze potenzialmente nocive.

Gli indici biologici utilizzano, invece, la risposta della componente biotica dell'ecosistema alle variazioni dei fattori abiotici mettendo in evidenza l'effetto complessivo sull'ambiente. In questo modo si ottiene uno strumento che, riassumendo diverse caratteristiche dell'ecosistema, permette immediate comparazioni dei dati con un metodo efficace di valutazione e di espressione. Si giunge, così, a una visione globale e obiettiva di qualità ambientale.

Gli indicatori biologici offrono importanti vantaggi rispetto a quelli chimico-fisici. Questi ultimi, infatti, forniscono solo una valutazione istantanea della qualità ambientale, riferita esclusivamente al momento del campionamento. I primi, invece, sono in grado di riassumere nella struttura della comunità le condizioni ambientali di un arco di tempo più lungo (Berbenni e Scaccabarozzi, 1989).

Inoltre, la determinazione degli indicatori biologici comporta modalità di campionamento relativamente facili e la misura, almeno al livello tassonomico richiesto per l'applicazione di numerosi indici biologici, non presenta, nella maggior parte dei casi, eccessiva difficoltà.

I metodi descritti nei prossimi paragrafi (2.3, 2.4 e 2.5), più che all'individuazione di ammassi di rifiuti pericolosi, sono utili per caratterizzare lo stato e l'evoluzione di zone nelle quali è già stata accertata la presenza di depositi e per definire l'esistenza e/o l'estensione di effetti negativi sugli organismi viventi negli ecosistemi indagati. Sono quindi da considerare non tanto come metodi di individuazione in senso stretto, quanto come criteri di valutazione e di monitoraggio ambientale.

2.3 Metodi di caratterizzazione del suolo

Il suolo è un'entità vivente molto complessa, in grado di respirare, di assimilare elementi utili quali carbonio e azoto, di degradare e mineralizzare i composti organici, di accumulare sostanze di riserva sotto forma di humus. Queste funzioni sono dovute all'innomerevole quantità di organismi micro- e macroscopici che popolano il terreno e che intervengono attivamente con il loro metabolismo sulla composizione dello stesso, trasformandolo e rigenerandolo.

Contrariamente alla maggior parte degli altri ecosistemi, il suolo contiene pochi organismi fotosintetici. L'energia entra in questo sistema principalmente tramite la

degradazione della materia organica morta, ossia dei residui delle piante e degli animali. La fertilità di un suolo naturale dipende quindi in modo significativo dalla velocità di trasformazione della materia organica, mediata dalla flora batterica.

Qualsiasi contaminazione del suolo, che inibisca o avveleni i microrganismi in esso presenti o modifichi la qualità e quantità della materia organica (sia quella fresca che quella presente sotto forma di humus) può portare un danneggiamento a corto o lungo termine dell'intero ecosistema vegetazione-suolo. Nei terreni agricoli, la fertilità può essere incrementata applicando concimi organici o inorganici. La fertilità di un ecosistema naturale, invece, dipende quasi esclusivamente dai processi microbiologici (fissazione di N_2 , mineralizzazione di N, C, P e S organico, trasformazioni della materia organica). In un ecosistema naturale, un declino della fertilità dovuto a sostanze o elementi tossici avrà quindi degli effetti proporzionalmente più importanti.

Se si considera che il grado di stabilità di un ecosistema viene determinato come indice di qualità anche e soprattutto dall'entità della sua ricchezza in organismi (ossia dal livello di biodiversità), ne consegue di norma che più specie sono presenti in un dato ecosistema, maggiore è la sua stabilità. Infatti, l'inquinamento indotto dalle attività antropiche (concimazioni, uso di diserbanti e pesticidi, scarico di rifiuti tossici) agisce sulle specie più sensibili che scompaiono dall'ecosistema stesso.

I metodi biologici di caratterizzazione del suolo sono numerosi. Oltre allo studio dei bioindicatori, descritto nel paragrafo precedente, si può far uso di vari test che permettono di determinare l'attività biologica (ossia, soprattutto microbiologica) del terreno e l'entità della biomassa in esso presente o di evidenziare il suo eventuale potere genotossico, possibilmente quello dovuto alla presenza di contaminanti, su organismi di controllo (*test in vitro*).

Tra le molte possibilità, si è ritenuto opportuno presentare le seguenti metodologie:

a) Uso di bioindicatori:

- variazione della diversità degli artropodi della meso- e macrofauna edifica.

b) Determinazione dell'attività (micro)biologica del suolo:

- enumerazione della microflora edifica;
- determinazione del contenuto in ATP.

c) Analisi del potere genotossico:

- Test di Ames;
- *Tradescantia*-MCN test.

La scelta di questi metodi di caratterizzazione è stata effettuata tenendo presente le seguenti esigenze: semplicità di esecuzione, affidabilità e basso costo. La presenza di queste caratteristiche consente un loro uso routinario.

Si deve tuttavia fare presente che "semplicità" non deve essere confusa con "superficialità". Per essere valido, uno studio di caratterizzazione ecologica del suolo deve permettere di evidenziare cambiamenti spazio-temporali delle proprietà di un suolo, dovute a un fattore di stress esterno, tenuto conto di un rumore di fondo con un campo di variazione (*background variation*) molto ampio (Oliver, 1993). L'ampiezza di questa variazione di fondo è determinata dall'errore nelle misure e dalle fluttuazioni naturali.

Gli errori di misura, dovuti per esempio all'uso di metodologie inadeguate o alla mancanza di standardizzazione delle prove, sono usualmente i più facili da eliminare,

mediante la replica delle analisi e la definizione di protocolli standard per le manipolazioni in campo e in laboratorio.

Si deve inoltre distinguere un cambiamento dovuto a un agente esterno dalle fluttuazioni naturali nel tempo, sia quelle a corto che quelle a lungo termine. Per esempio, è stato dimostrato che l'intensità dell'attività microbica nel suolo può variare del 90% nell'arco di un anno (Brookes, 1993). Alla variazione temporale si sovrappone la complicazione ulteriore di una variazione spaziale, dovuta all'eterogeneità naturale del terreno e, anche, al campionamento stesso. Ambedue queste fluttuazioni possono essere più importanti rispetto al cambiamento da misurare.

Una corretta strategia di campionamento costituisce quindi una base essenziale per permettere un lavoro produttivo e deve garantire la riproducibilità delle analisi e l'eliminazione degli effetti dovuti alle fluttuazioni spazio-temporali "di fondo" (paragrafo 2.6).

Un altro problema da prendere in considerazione nell'uso di indicatori biologici è la difficoltà di disporre di dati di controllo con i quali paragonare i risultati ottenuti (Brookes, 1993). Questo problema non sussiste nel caso di esperimenti in campo o in laboratorio, se correttamente replicati in condizioni controllate. L'interpretazione dei dati rilevati in un ambiente naturale che si sospetta sia perturbato è invece resa spesso difficile dalla mancanza di conoscenze sui valori normali per questo ambiente.

Per riassumere, di seguito sono elencati i principali criteri che dovrebbero essere soddisfatti da un metodo biologico di monitoraggio del suolo (Brookes, 1993).

- Deve essere possibile effettuare la misura in modo riproducibile e in un ampio spettro di tipi e di condizioni di terreni.
- La metodologia deve essere semplice nell'esecuzione e di basso costo.
- Devono essere possibili misure di controllo, per poter valutare l'effetto dovuto alla contaminazione.
- Il metodo deve essere *abbastanza sensibile* per evidenziare il disturbo ma anche *sufficientemente robusto* per evitare i falsi allarmi.
- Deve essere stato collaudato dalla comunità scientifica.
- Poiché basarsi su un solo criterio potrebbe essere rischioso, devono essere preferenzialmente usati almeno due criteri, se possibile indipendenti. Devono essere conosciute le loro interrelazioni in ambienti non contaminati.

2.3.1 Studio dei caratteri qualitativi degli Artropodi appartenenti alla meso e macrofauna edafica

La struttura del popolamento edafico può essere considerata un utile strumento di indagine degli equilibri biologici e biochimici del suolo e delle variazioni dovute a fattori di perturbazione naturali o antropici.

I suoli, infatti, ospitano una quantità elevatissima di organismi: alghe, funghi, batteri, protozoi, metazoi. Secondo stime effettuate da Lebrun (1987), un ettaro di suolo di una foresta decidua dell'Europa occidentale è in grado di ospitare tre tonnellate in peso vivo di organismi animali e due tonnellate di procarioti e funghi.

Un criterio di classificazione degli animali del suolo, basato sulle loro dimensioni (*figura 2.3*), suddivide gli organismi in microfauna, mesofauna e macrofauna. Anche Odum (1973) propone un criterio analogo, suddividendo tutti gli organismi del suolo in microbiota, mesobiota e macrobiota.

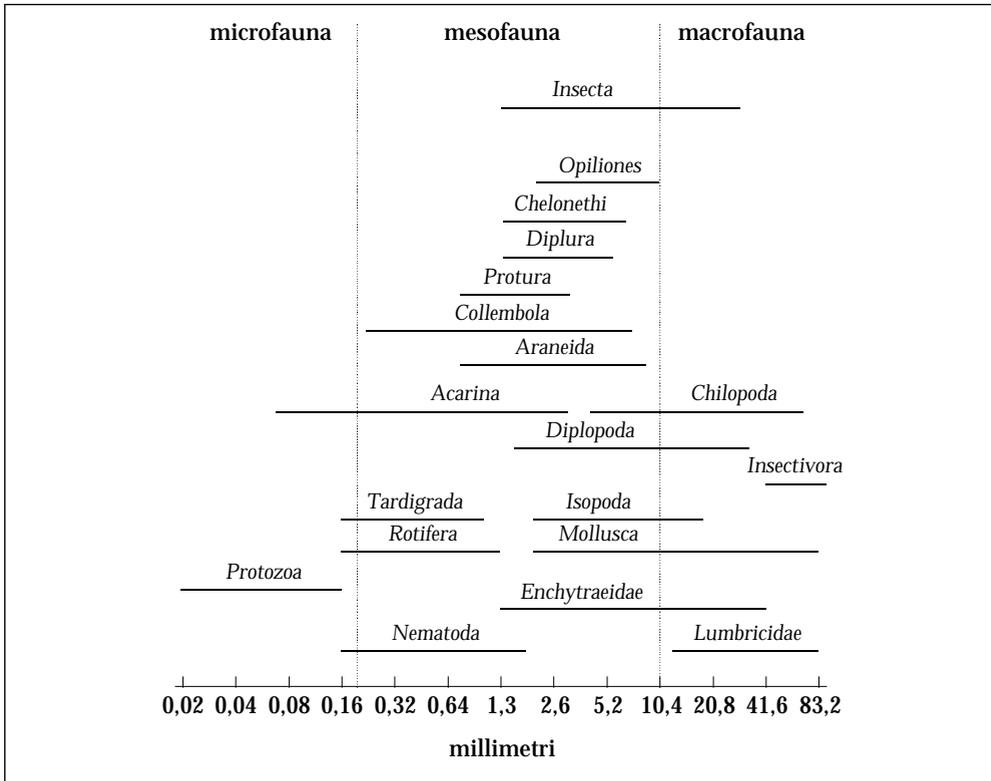


Figura 2.3 - Classificazione degli animali del suolo in base alle dimensioni (da Wallwork).

L'importanza che questi organismi rivestono nell'evoluzione dei suoli è fondamentale: a questo livello avviene infatti la degradazione delle sostanze organiche, che permette il completamento dei cicli biogeochimici di molti elementi. Il materiale organico che si accumula al suolo subisce un processo di decomposizione fisica, chimica e biochimica. Questi fenomeni favoriscono la formazione dell'humus e, in ultima analisi, influenzano la produttività e la fertilità dei suoli. L'efficacia del processo di decomposizione è massima quando esiste una sinergia tra le azioni svolte dai microrganismi e dalla pedofauna.

Si può affermare, quindi, che la presenza di una pedofauna ricca e varia è indice di un suolo in buone condizioni di equilibrio biodinamico. L'effetto delle diverse pratiche agricole e l'utilizzo di pesticidi e fertilizzanti, di norma, riducono il numero totale degli organismi e la loro diversità (Bertolani *et al.*, 1989; Edwards, 1973). In particolare i fertilizzanti, organici e inorganici, influenzano l'abbondanza della pedofauna sia direttamente, fornendo materia organica, sia indirettamente, attraverso l'effetto sulla crescita delle piante e dei microrganismi (Edwards e Lofty, 1969).

Sono noti in letteratura molti lavori nei quali, attraverso lo studio delle biocenosi edafiche, sono stati individuati gli effetti indotti da sostanze tossiche nei suoli agrari; per esempio le ricerche di Edwards (1973) hanno evidenziato profonde alterazioni



Figura 2.4 - Carotatore utilizzato per il prelievo del campione di suolo.

nella struttura delle biocenosi edafiche come conseguenza dell'uso di taluni pesticidi. Anche in studi più recenti (Paoletti *et al.*, 1988; Casarini *et al.*, 1990), gli Artropodi appartenenti alla meso- e macrofauna del suolo sono stati utilizzati per valutare l'impatto prodotto sui suoli dalle pratiche agricole e dalle sostanze utilizzate in agricoltura.

Per effettuare questa analisi, il campione di suolo viene prelevato con un carotatore (figura 2.4), allo scopo di standardizzare al massimo il quantitativo di terreno analizzato. La meso- e macrofauna edafica vengono poi estratte secondo il collaudato metodo di Berlese-Tullgren, che utilizza imbusti di plastica del diametro di circa 15 cm, rivestiti internamente con una reticella metallica con maglie di circa 2 mm (figura 2.5). I campioni, depositi sulla reticella, vengono esposti al calore di lampade elettriche, poste 10 cm sopra gli imbusti, e lasciati fino alla completa uscita degli organismi presenti. Gli animali sono rac-

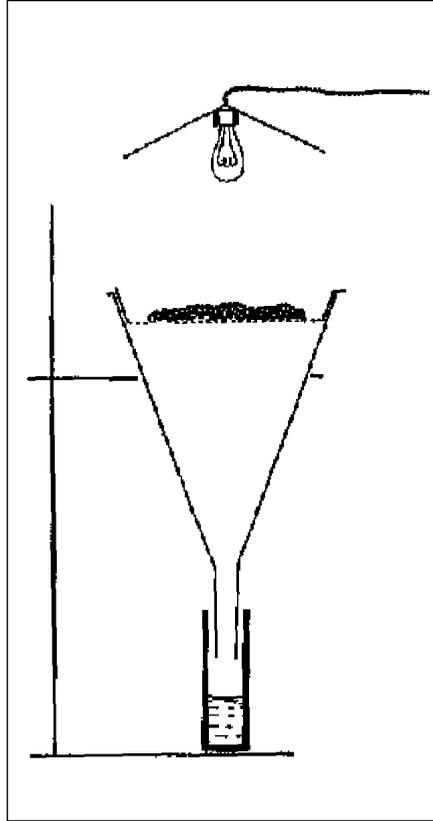


Figura 2.5 - Estrattore di Berlese-Tullgren.

colti in contenitori con alcol etilico al 70% e, in seguito, smistati e determinati mediante l'osservazione al microscopio stereoscopico.

Come bioindicatori di possibili alterazioni dei suoli, e quindi anche quelle dovute alle discariche di rifiuti tossici, sono interessanti soprattutto gli Artropodi appartenenti alla meso- e macrofauna, riportati nella figura 2.6. In generale, non è necessario spingere il livello di determinazione tassonomica oltre la suddivisione degli organismi negli Ordini di appartenenza, sia per le difficoltà che ciò comporta, sia perché numerosi lavori indicano come tale criterio sia sufficiente per ottenere significative informazioni sugli spettri faunistici e sulle dinamiche di popolazione (per esempio, Casarini *et al.*, 1990).

Per tutti i campioni e per i relativi controlli si calcolano poi la *diversità*, intesa come numero complessivo di Unità Sistematiche, e l'*abbondanza*, intesa come numero totale di individui campionati.

Un indice biotico di semplice applicabilità, che può essere usato per elaborare i dati grezzi ottenuti, è il rapporto tra il numero medio di Acari e quello di Collemboli presenti, che secondo Bachelier (1963) può fornire interessanti indicazioni sulle condizio-

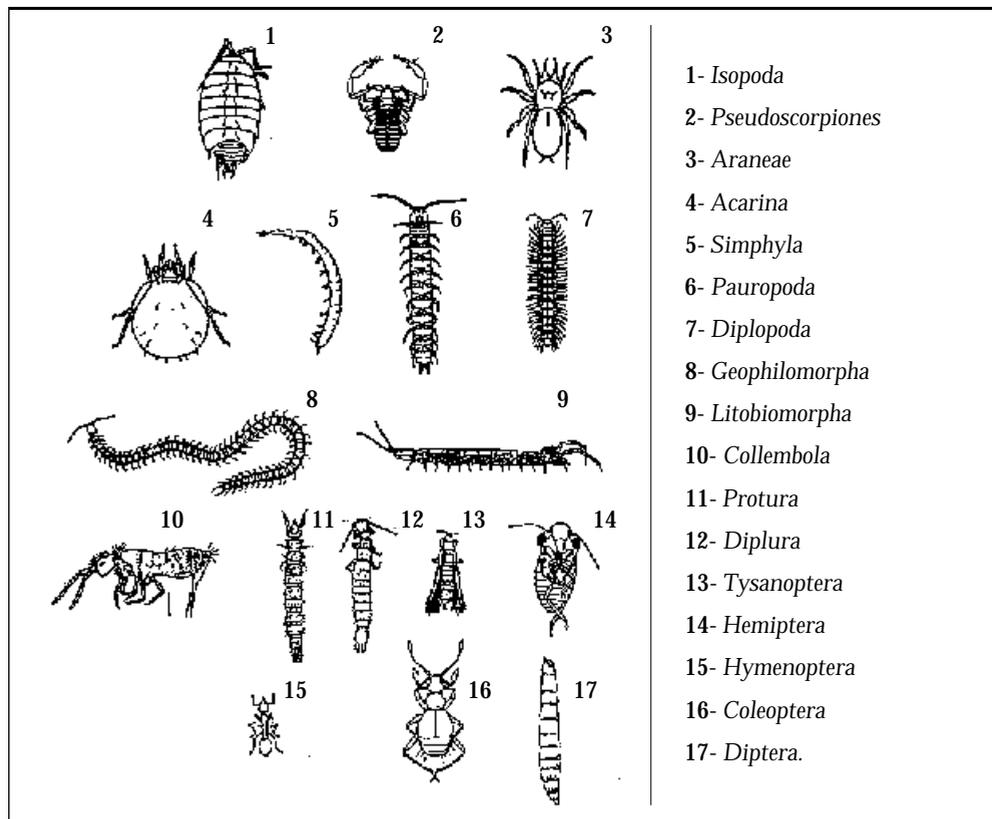


Figura 2.6 - Principali unità sistematiche degli Artropodi.

ni biodinamiche di un suolo. Si è infatti osservato che, quando un biotopo è in equilibrio e la pressione interspecifica è elevata, la percentuale di Acari, rispetto ai Collemboli, è maggiore mentre tende a diminuire a favore di questi ultimi con l'aumentare della degradazione delle biocenosi.

Si può anche calcolare un "Indice di Qualità", I_Q , come somma dei rapporti tra le diversità del campione rispetto al controllo e quello dell'abbondanza del campione rispetto al controllo:

$$I_Q = \left(\frac{D_{\text{campione}}}{D_{\text{controllo}}} \right) + \left(\frac{A_{\text{campione}}}{A_{\text{controllo}}} \right) \quad (2.7)$$

dove

D_{campione} = diversità media del campione;

$D_{\text{controllo}}$ = diversità media del controllo;

A_{campione} = abbondanza media del campione;

$A_{\text{controllo}}$ = abbondanza media del controllo.

Da un punto di vista teorico, il valore di questo indice si colloca tra 0 e 2; si ottiene il valore 0 quando la diversità e l'abbondanza del campione sono nulle e il valore 2 quando la diversità e l'abbondanza del campione sono uguali a quelle del controllo. Non è esclusa la possibilità di avere anche valori superiori a 2, nell'ipotesi che il campione sia migliore del controllo.

Valori di I_Q inferiori a 0,5 corrispondono ad agroecosistemi nei quali i trattamenti fitosanitari sono stati più drastici e prolungati e gli effetti si sono protratti per tutto l'arco dell'anno; valori superiori a 1 sono indicativi di agroecosistemi dove non vengono effettuate arature né trattamenti fitoiatrici al suolo.

In uno studio preliminare realizzato su due discariche abusive dell'Oltrepò Pavese, sono state evidenziate una diversità media (20-25%) e un'abbondanza media delle specie (50%) inferiori rispetto al controllo in entrambi i siti. I risultati ottenuti hanno evidenziato la presenza di fattori esterni sia alla struttura pedologica dei suoli campionati che ai cicli biologici degli organismi interessati, tali da modificare l'equilibrio bio-pedodinamico.

Pertanto, si può affermare che l'applicazione di questo metodo di indagine può costituire un primo test agevole e poco costoso nelle analisi di qualità dei suoli. Può quindi rivelarsi un metodo utile, per quanto aspecifico, di analisi preliminare (*screening*) e di monitoraggio nella sorveglianza ecologica, in grado di evidenziare possibili alterazioni dell'equilibrio biodinamico dello strato superficiale dei suoli che possono essere dovute alla presenza di sostanze tossico-nocive.

Nel caso del monitoraggio di zone contaminate da rifiuti tossici o del loro risanamento questo tipo di analisi può fornire un'immagine dell'evoluzione qualitativa del suolo e servire quindi da indicatore dello stato e dell'evoluzione dell'intero ecosistema.

2.3.2 Valutazione dell'entità di presenza e dell'attività metabolica di microrganismi autoctoni

I metodi discussi sono:

- conteggio delle popolazioni microbiche mediante conta in piastra;
- determinazione del contenuto di ATP, quale indice dell'attività della massa microbica del suolo.

Conteggio delle popolazioni microbiche mediante conta in piastra

La determinazione della carica microbica mediante tecniche indirette tradizionali in piastra si basa sul principio che una cellula microbica vitale, messa a contatto con un terreno di coltura agarizzato, si sviluppa in modo localizzato e la massa di cellule che si forma diventa visibile a occhio nudo, originando così una "colonia". Dato che in molti casi le cariche microbiche possono essere molto alte (anche milioni o miliardi per g o mL), come nel caso di campioni di suoli o fanghi, di norma la procedura usuale prevede diluizioni successive del campione da analizzare.

In sintesi, la metodologia generale per il conteggio su piastra (Alef e Nannipieri, 1995) prevede che 1 grammo di campione venga setacciato e sminuzzato finemente in mortaio ($\varnothing < 2$ mm), venga aggiunto a 9 mL di soluzione fisiologica sterile e posto sotto agitazione. A partire da questa sospensione, che costituisce la diluizione 10^1 , si effettuano diluizioni successive in base 10. Da ciascuna delle diluizioni/sospensioni del campione così allestite si preleva 1 mL e si distribuisce in 3 piastre Petri di ciascun ter-

reno colturale. Dopo idonea incubazione delle piastre, si procede alla conta delle colonie cresciute e alla successiva determinazione della carica microbica, esprimendo la stessa come Unità Formanti Colonie per grammo di suolo secco (UFC/g_{ss}).

Usando vari terreni di coltura, si possono stimare i numeri di vari gruppi specifici, come i batteri totali, i funghi ecc. Questo permette di ottenere un'immagine della struttura della comunità microbica del suolo studiato e di osservare eventuali cambiamenti.

In uno studio preliminare eseguito su una discarica abusiva nell'Oltrepò Pavese (ex fornace Bettaglia, nel comune di Lungavilla, PV) su un terreno non contaminato e su un campione di terreno contaminato con metalli pesanti è stato evidenziato, oltre a una diminuzione di 3 a 4 ordini di grandezza dei numeri totali di microrganismi, un cambiamento notevole del rapporto batteri:funghi (da 100:1 a 10:1) (vedi *tabella 2.3*).

Campione		1	2	3	4
Descrizione		Terreno inquinato	Terreno di copertura rifiuti (p = 100 cm)	Terreno di copertura rifiuti (p = 10 cm)	Terreno di controllo, esterno all'area
Piombo	mg/kg	474,0	32,6	36,9	33,1
Rame	mg/kg	129,0	29,6	33,3	30,4
Nichel	mg/kg	97,2	79,6	81,6	95,6
Zinco	mg/kg	213,0	85,7	87,4	97,3
Batteri aerobi totali	UFC/g _{ss}	1,45 x 10 ⁴	1,56 x 10 ⁶	4,47 x 10 ⁷	1,8 x 10 ⁸
Funghi totali	UFC/g _{ss}	2,95 x 10 ³	3,17 x 10 ⁴	3,3 x 10 ⁵	2,5 x 10 ⁶
Batteri/funghi		10 : 1	100 : 1	100 : 1	100 : 1

Tabella 2.3 - Contaminazione da metalli pesanti e conteggi microbici dei terreni campionati nella discarica di Lungavilla.

La discarica era un deposito abusivo contenente solventi da vernici, fanghi di depurazione, fondi di distillazione e materiale catramoso, pesticidi (lindano, dimeota ed ethyon), in parte interrati e in parte stoccati sotto teli impermeabili. In aggiunta alle caratteristiche del terreno (pH, caratteri strutturali, % di materia organica), sono stati determinati soltanto i metalli; la contaminazione da sostanze organiche (solventi, pesticidi ecc.) non è stata determinata.

Questo tipo di analisi è molto semplice, rapido e di facile esecuzione. Occorre però tenere conto del fatto che i valori di UFC ottenuti sono, in generale, inferiori da 1 a 2 ordini di grandezza rispetto al numero vero di microrganismi presenti. Numerosi studi hanno infatti dimostrato che solo una piccola parte dei microrganismi del suolo (o di qualsiasi altro ambiente naturale) sono coltivabili nelle condizioni di laboratorio. Esistono altri metodi più diretti di conta delle cellule in un campione di terreno quali, per esempio, per colorazione fluorescente della bio-

massa del suolo (Brookes, 1993, Alef e Nannipieri, 1995), che danno risultati più vicini alla realtà.

Vari studi (riassunti in Brookes, 1993) hanno dimostrato che in terreni contaminati con metalli pesanti la proporzione della biomassa nel carbonio organico totale del suolo decresce notevolmente (da circa 1.5% a <1%). La contaminazione sembra frenare sia l'apporto di materia organica nel suolo dalle piante sia la conversione di questo carbonio in nuova biomassa. Il rapporto $C_{\text{biomassa}}/C_{\text{organico totale}}$ sembra quindi un buon indicatore di disturbo in un suolo.

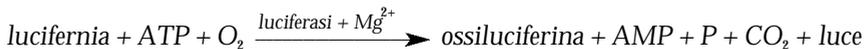
Questi conteggi, sia indiretti che diretti, non permettono di differenziare tra gli organismi attivi e quelli presenti ma inattivi nelle condizioni reali. Per valutare l'attività biologica di un suolo è quindi necessario cercare di quantificare specifici componenti del metabolismo dei microrganismi in esso presenti. Per esempio, si può dosare il contenuto in ATP del suolo.

Contenuto in ATP

L'ATP è una molecola che riveste un ruolo fondamentale nel metabolismo energetico cellulare, assolvendo alla duplice funzione di trasportatore e di riserva di energia metabolica per permettere la biosintesi delle componenti cellulari. Infatti, tutte le vie biosintetiche e di polimerizzazione, come pure alcune reazioni di assemblaggio, richiedono l'intervento di ATP.

Questa molecola è comune a tutti gli esseri viventi e si rivela molto sensibile ai fattori ambientali; nel suolo non persiste in forma libera, cioè fuori dalle cellule viventi. Di conseguenza, la sua misura è un buon indicatore dell'entità dell'attività biologica in molti ecosistemi (Maire, 1987): suoli, acque, sedimenti ecc.

Il metodo di quantificazione si basa su una reazione enzimatica di bioluminescenza che si osserva naturalmente nelle lucciole (Maire, 1984):



In presenza di ossigeno, l'ATP estratto dalle cellule reagisce con la luciferina addizionata al reagente insieme all'enzima luciferasi e al cofattore Mg^{2+} , che catalizzano la reazione. Il numero di fotoni di luce prodotti risulta proporzionale alla concentrazione iniziale di ATP. La luce emessa dal sistema è misurata fotometricamente, utilizzando un dispositivo detto luminometro, che fornisce i dati in Unità Luminose Arbitrarie (ULA).

La sensibilità di questo metodo è notevole: permette infatti di rilevare, con buona attendibilità, quantità di ATP pari a qualche picogrammo. In sperimentazioni effettuate su colture in fase esponenziale di crescita, è stata messa in evidenza una positiva correlazione ($r = 0,89$) tra carica microbica e risposte bioluminescenti al test luciferina-luciferasi. Questo indica che il metodo è valido per rilevare in tempi molto brevi la presenza quantitativa di microrganismi vivi, in alternativa alle tecniche di microbiologia classica.

Tuttavia, come per qualsiasi misura biologica, occorre prendere certe precauzioni per garantire che i dati ottenuti siano rappresentativi della realtà (Maire, 1984):

- le misure devono essere effettuate su materiale fresco, prelevato meno di 24 ore prima dell'analisi. Il trattamento ottimale comporta il congelamento immediato del campione nell'azoto liquido;

- per ciascun campione da analizzare, si devono eseguire due misure: una sull'estratto semplice e una su un estratto al quale è stata aggiunta una quantità nota di ATP standard. Questo permette di quantificare le perdite in ATP durante l'estrazione (da attribuire soprattutto all'adsorbimento sul suolo) e, quindi, di risalire al contenuto reale in ATP del campione.

2.3.3 Valutazione del potere genotossico

I test di mutagenesi a breve termine vengono da tempo utilizzati per la valutazione dei rischi mutageno/cancerogeni per l'uomo, derivanti dall'esposizione a composti chimici singoli, quali farmaci, pesticidi ecc. Più recentemente, la loro applicazione è stata estesa anche alla ricerca di sostanze mutagene in miscele ambientali complesse, quali l'aria, l'acqua, il suolo e gli alimenti (Monarca, 1989).

L'uso sempre più ampio dei test di mutagenesi a breve termine nel campo dell'igiene ambientale deriva da alcune caratteristiche di questi saggi *in vitro* che li rendono particolarmente interessanti rispetto ai test su animali: la rapidità della risposta, la facilità di esecuzione, la loro praticità e economicità e, infine, l'alta predittività del potere cancerogeno. I dati così ottenuti possono fornire un indice globale di genotossicità di grande interesse pratico, perché consente di studiare miscele ambientali *in toto* e di valutarne le potenzialità genotossiche.

Mediante questi test, è possibile studiare su sistemi biologici semplici (batteri, tessuti vegetali, cellule di mammifero, insetti, piante ecc.) gli stessi effetti mutageni che sono alla base di numerose patologie dell'uomo, quali le malattie ereditarie o quei processi biologici cellulari che sono alla base del processo cancerogeno.

Tra i test di mutagenesi a breve termine, il più conosciuto e utilizzato è sicuramente il test di Ames, che rileva l'attività mutagena utilizzando particolari ceppi di *Salmonella typhimurium* geneticamente modificati, capaci di rilevare mutazioni puntiformi (Ames *et al.*, 1975; Maron e Ames, 1983). L'importanza che ha progressivamente acquistato il test di Ames è testimoniata anche dall'introduzione del metodo come "proposed test" nella edizione del 1992 degli *Standard methods for the examination of water and wastewater* (APHA, 1992).

La presenza di contaminanti ambientali dotati di mutagenicità indiretta, cioè che si evidenzia solo a seguito di trasformazioni metaboliche, viene studiata introducendo nel test un sistema di attivazione metabolica *in vitro*, costituito da una miscela enzimatica contenente enzimi microsomiali di fegato di ratto (S9-mix). Questo test invece, non permette di evidenziare sostanze cancerogene non mutagene.

Per la loro notevole sensibilità, praticità di applicazione e per i costi contenuti, recentemente sono stati sempre più utilizzati per il monitoraggio ambientale test di mutagenesi che fanno uso di organismi vegetali. I test di mutagenesi che utilizzano piante del genere *Tradescantia* sono ampiamente utilizzati per lo studio di varie miscele di vegetali, per alcune caratteristiche peculiari che rendono il sistema particolarmente idoneo.

In particolare, di grande interesse applicativo è il "Tradescantia-micronuclei test" (Ma, 1982; Ma *et al.*, 1994), nel quale si utilizza il clone #4430 di *Tradescantia* per lo studio di vari substrati ambientali (acque di scarico, emissioni di autoveicoli, pesticidi, suoli contaminati ecc.) (Chen e Fang, 1981; Gill e Sandhu, 1992; Ma *et al.*, 1982 e 1985). I risultati ottenuti rendono il test di grande utilità come sistema preliminare di screening dei mutageni ambientali.

Il test di Ames

L'attività mutagena può essere messa in evidenza con il metodo di Maron e Ames (Maron e Ames, 1983); i risultati sono valutati seguendo le linee guida recentemente pubblicate negli *Standard methods for the examination of water and wastewater* (APHA, 1995).

Il principio del test è il seguente: i ceppi di *S. typhimurium* utilizzati richiedono la presenza dell'amminoacido istidina per crescere (ceppi TA 98 o TA 100) e sono detti *his-*. La reversione alla capacità di crescere in assenza di istidina è evidenza di mutagenicità. Le eventuali sostanze mutagene sono estratte dal terreno da analizzare con opportuni solventi. Dosi crescenti dell'estratto vengono poi mescolate col terreno di coltura senza istidina, sul quale si fa crescere il ceppo *his-*. Dopo incubazione, viene contato il numero di colonie cresciute su ogni piastra anche in assenza di istidina, dimostrando l'avvenuta retromutazione.

I risultati sono espressi come rapporto di mutagenicità (RM), cioè come rapporto tra il numero di colonie mutate (*revertenti*), rilevate per il campione (R_{campione}), e il numero di colonie mutate spontaneamente, rilevate per il controllo negativo, senza terreno ($R_{\text{controllo}}$):

$$RM = \frac{R_{\text{campione}}}{R_{\text{controllo}}} \quad (2.8)$$

Valori di RM superiori a 2 indicano attività mutagena. I risultati sono da considerare positivi quando almeno due dosi consecutive hanno mostrato una evidente relazione dose-risposta e (i) una risposta almeno due volte superiore a quella del controllo negativo del solvente oppure (ii) la più alta dose non tossica ha evidenziato una risposta almeno due volte superiore a quella del controllo negativo senza terreno.

Tradescantia-micronuclei (Trad-MCN) test

Il test *Tradescantia-micronuclei* secondo il metodo di Ma (Ma et al., 1994) impiega il clone #4430, un ibrido di *Tradescantia subcaulis* e *Tradescantia hirsutiflora*. Si tratta di un saggio rapido, semplice e poco costoso capace di rilevare l'attività mutagena o clastogena degli inquinanti durante la formazione del polline (microsporogenesi). Giovani infiorescenze contenenti cellule polliniche precoci (*tetrad*), particolarmente sensibili ai mutageni, vengono immerse in acqua contenente le sostanze mutagene o vengono esposte direttamente agli inquinanti aeriformi (prove *in situ*). Le rotture cromosomiche eventualmente prodotte si rilevano sotto forma di frammenti nucleari chiamati *micronuclei*, facilmente colorabili e osservabili al microscopio. I risultati sono espressi come numero di micronuclei per ogni 100 tetrad osservate (MN/100 tetrad).

2.4 Metodi di caratterizzazione dei corpi idrici superficiali

La qualità degli ecosistemi d'acqua dolce è da tempo oggetto di studio e, sin dagli inizi del secolo, sono stati messi a punto diversi indici biologici, successivamente ripresi e modificati per adattarli alle diverse situazioni ambientali. Il loro utilizzo odierno comprende (Atkin e Birch, 1993):

- diagnosi delle condizioni qualitative dell'ambiente dulcicolo, con evidenziazione delle situazioni e cause di alterazione;
- costante controllo della qualità ambientale per verificare, con una certa periodicità, l'evoluzione dello stato degli ecosistemi in rapporto all'intensificarsi dell'interferenza umana;
- previsione di impatto ambientale per le attività in fase di progettazione.

La presenza di discariche abusive in prossimità di corpi idrici può esercitare effetti negativi sulla qualità delle acque, sia sotterranee che di superficie che, soprattutto nel secondo caso, possono avere conseguenze negative tali da comportare modificazioni a livello della struttura e delle funzioni della comunità acquatica.

Lo studio della qualità ambientale mediante monitoraggio biologico in ambienti lotici (a esclusione del Po) è ben documentato. Per esempio, la qualità dell'acqua è stata valutata mediante l'analisi delle comunità biologiche in diversi torrenti: in Toscana; nel bacino dell'Entella (Picca e Raffetto, 1988), nel fiume Magra, nel fiume Vara (Abbate e Benco, 1989) e nei corsi d'acqua della Versilia (Cocchioni *et al.*, 1993). L'*Extended Biotic Index* o EBI (Ghetti, 1986), basato sullo studio della comunità a macroinvertebrati bentonici, è l'indice più utilizzato come metodo di valutazione della qualità.

I vantaggi di un'applicazione degli indici basati sullo studio della comunità macrobentonica possono essere così sintetizzati (Ghetti e Bonazzi, 1981):

- forniscono dati originali e complementari rispetto al controllo fisico e chimico e sono espressi in valore numerico di immediata comprensione;
- possono essere utilizzati in modo routinario con metodologie standardizzate per la diagnosi e il controllo di interi reticoli idrografici;
- consentono di valutare gli effetti prodotti nel tempo dal complesso dei fattori di inquinamento sulla struttura delle comunità e di fornire giudizi complessivi sulla qualità degli ambienti lotici;
- in alcuni casi possono consentire di individuare e valutare gli effetti prodotti da scarichi abusivi, difficilmente localizzabili con un controllo chimico-fisico puntiforme.

Alla luce di quanto esposto, appare evidente come l'EBI risulti uno strumento utilizzabile per la risoluzione di numerosi problemi. Si può verificare lo stato di degrado di torrenti (Baldini *et al.* 1986b; Berbenni e Scaccabarozzi, 1989; Carchini *et al.*, 1988; Mattassi *et al.*, 1980) e di corsi d'acqua, al fine di programmare interventi di bonifica (Pasini *et al.*, 1986), oppure valutare l'impatto ambientale provocato da uno sversamento chimico accidentale, come nel caso del fiume Reno (Cesaroni *et al.*, 1986), nonché i tempi di recupero. Sempre mediante l'impiego di indici biologici, è stato definito l'effetto inquinante della polvere di marmo, proveniente da segherie, su corsi d'acqua del litorale apuano (Sansoni *et al.*, 1983); è stato messo in evidenza come essa eserciti un'azione abrasiva sugli organismi acquatici, aderisca ai peli delle branchie ostacolando la respirazione e, sedimentando, impedisca ai macroinvertebrati un solido aggancio al substrato. Inoltre, il processo fotosintetico è limitato dalla torbidità dell'acqua, con conseguenze negative sulla produzione dei vegetali acquatici, fonte di alimento e rifugio per molti macroinvertebrati.

Questa metodica è stata anche utilizzata per la caratterizzazione di ambienti fluviali (Scrivia e affluenti) a monte e a valle di un sito da adibire a discarica controllata di RSU (Baldini *et al.*, 1986a). Sempre in ambienti lotici, lo studio della comunità a macroinvertebrati è stata utilizzata in ricerche atte a definire la qualità di canali circo-

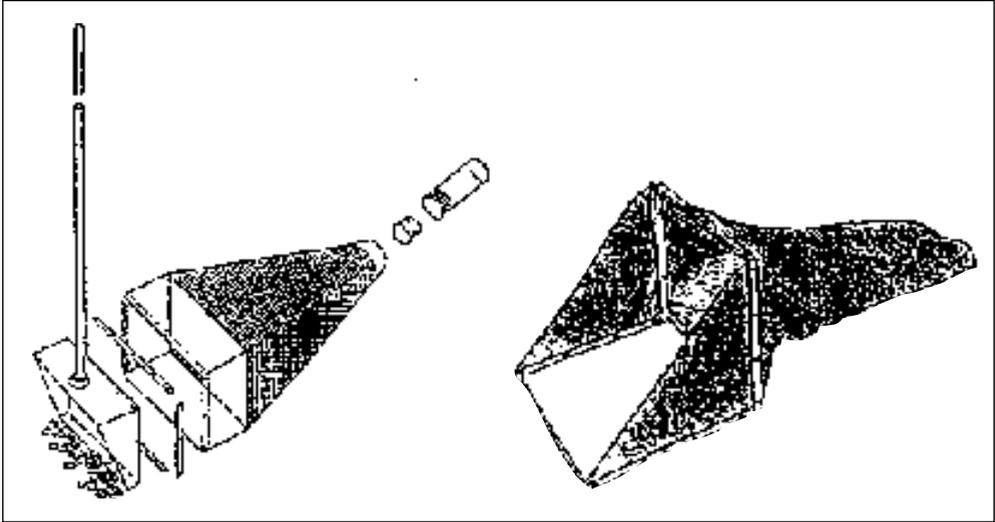


Figura 2.7 - Schema di un retino immanicato e di una rete di Surber.

stanti una raffineria, allo scopo di valutare le possibili influenze dell'insediamento industriale sui parametri ambientali (Birkemeyer *et al.*, 1995).

Per quanto riguarda il fiume Po, la componente a macroinvertebrati è meno nota. Scarsi sono gli studi nei quali questa componente è stata utilizzata per una valutazione della qualità delle acque: Ioannilli (1981) e Ghetti e Bonazzi (1981) hanno confrontato diversi indici di qualità basati sui macroinvertebrati. La raccolta di organismi macrobentonici in un fiume delle dimensioni del Po risulta difficoltosa e non eseguibile con le normali tecniche di campionamento. Studi recenti (Battezzore, 1991; Battezzore, 1995), utilizzano substrati artificiali, capaci di simulare microhabitat idonei all'insediamento e al normale sviluppo del macrobenthos.

Se si confrontano lavori eseguiti negli ambienti lotici, rispetto agli ambienti lentic, si può notare come questi ultimi siano stati oggetto di una minore attenzione. Le dinamiche spazio-temporali dei popolamenti, sia bentonici che planctonici, sono state studiate da Arlotti *et al.* (1991), Caravaggi *et al.* (1993) e Cazzalini *et al.* (1993) in ambienti marginali dei fiumi Po e Ticino.

2.4.1 Metodi di campionamento

Per la raccolta degli organismi bentonici, devono essere utilizzati strumenti differenti, a seconda della tipologia del corpo idrico preso in esame.

- *Retino immanicato* (figura 2.7). L'uso di questo retino si rivela particolarmente idoneo in ambienti nei quali l'elevata profondità dell'acqua permette all'operatore soltanto il campionamento da riva. È costituito da un telaio quadrangolare di metallo (cm 50 x 50) al quale è fissata una rete di 14 maglie per cm². All'estremità posteriore della rete è posto un raccogliatore svitabile nel quale si raccolgono organismi e detriti.

- *Rete Surber* (figura 2.7). Risulta idonea in ambienti lotici di ridotta profondità, e quindi guadabili, nei quali è possibile operare senza grosse difficoltà direttamente all'interno del corso d'acqua.
- *Substrati artificiali* (figura 2.8). Nelle stazioni con condizioni ambientali che non consentono l'uso del retino immanicato e della rete Surber per la raccolta del macrobenthos, possono essere usati substrati artificiali. (Battezzatore, 1991 e 1995; De Pauw *et al.*, 1986). Sono costituiti da lamelle di masonite infilata in un tirante filettato e separate tra di loro da anelli di gomma. La distanza tra le lamelle varia da 0,5 a 2 cm. La diversa distanza tra le lamelle aumenta la complessità strutturale del microhabitat artificiale, favorendo l'installazione di un più elevato numero di *taxa* macrobentonici. I substrati devono essere ancorati su strutture galleggianti e lasciati nel corso d'acqua per una durata sufficiente da permettere la loro colonizzazione. La facilità di realizzazione e la possibilità di effettuare confronti tra ambienti, limitando al massimo la variabilità del substrato, rendono questa tecnica di campionamento ideale nei tratti potamali dei corsi d'acqua, altrimenti difficili o impossibili da campionare.

2.4.2 Elaborazione dei dati raccolti

Analisi tassonomica

Quali indicatori della qualità ambientale sono state proposte diverse componenti del-

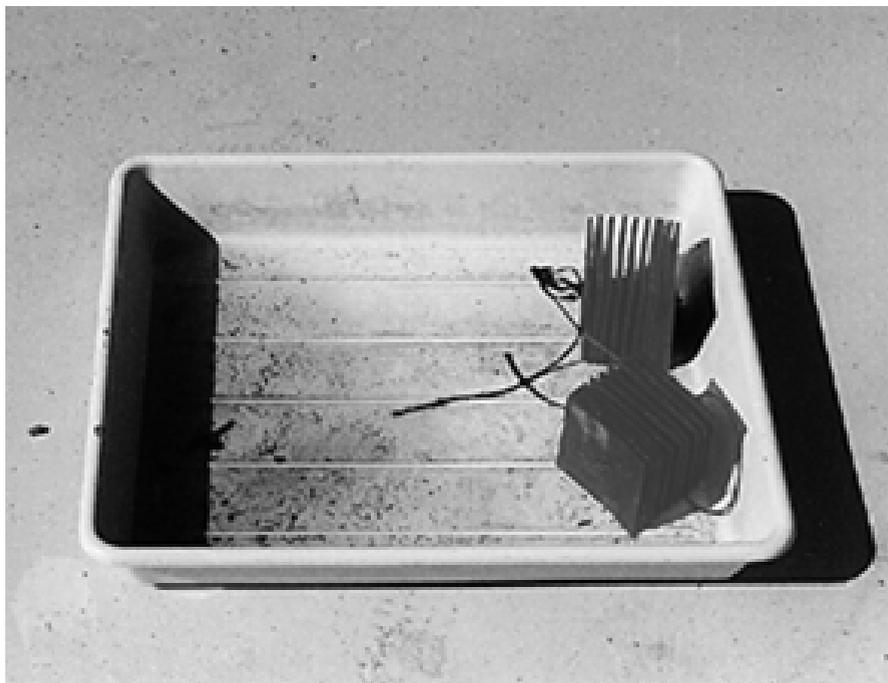


Figura 2.8 - Substrati artificiali.

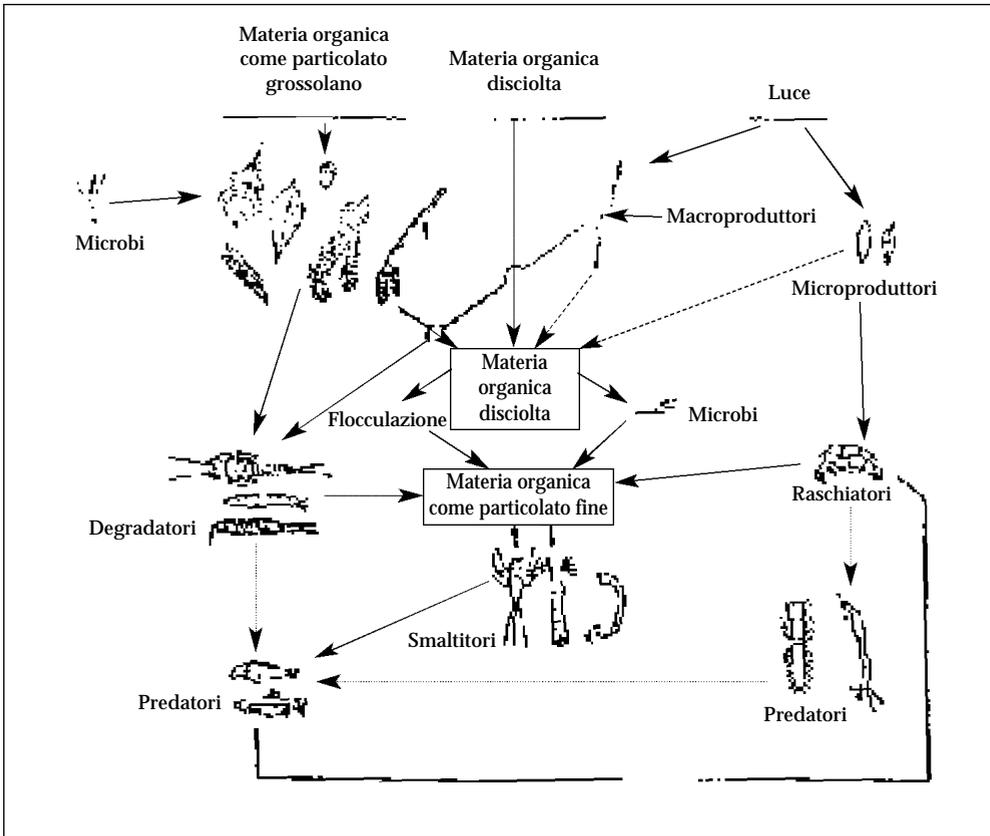


Figura 2.9 - Schema trofico di una comunità macrobentonica.

le biocenosi d'acqua dolce. Attualmente, gli indici biologici più diffusi si basano su batteri, alghe, protozoi, pesci e macroinvertebrati. Con il termine macroinvertebrati si definisce una categoria operativa composta da larve e adulti di molti gruppi di Insetti, Crostacei, Molluschi, Anellidi e altri invertebrati, le cui dimensioni superano 1 mm. Questi ultimi in particolare sono divenuti oggetto di grande interesse, grazie ad alcune caratteristiche che li rendono particolarmente adatti allo scopo.

La sensibilità all'inquinamento, la bassa attitudine migratoria e il fatto di costituire l'alimento base di molte specie di pesci fanno di questo gruppo di organismi un eccellente indicatore delle condizioni ambientali delle acque continentali. Inoltre, le comunità a macroinvertebrati sono estremamente eterogenee, costituite da numerosi *taxa* collocati a diversi livelli trofici (figura 2.9). La probabilità che almeno alcuni degli organismi che appartengono a questa comunità reagiscano a un cambiamento nelle condizioni ambientali risulta quindi estremamente alta, con una risposta e intensità generalmente proporzionale allo stress subito.

Indici strutturali

L'analisi tassonomica di ciascuna comunità non esaurisce certamente gli scopi di una ricerca ecologica. Questa infatti per definizione richiede che si giunga a una sintesi dei dati raccolti, per cercare di comprendere la dinamica globale delle biocenosi. Tale aspetto dello studio può essere affrontato ricorrendo all'uso degli indici biotici che, se da una parte banalizzano la complessità biologica, dall'altra sono strumenti utili per effettuare confronti diretti. Gli indici più diffusi sono sicuramente quelli che applicano i concetti di *diversità* e *abbondanza*, utilizzando espressioni matematiche che combinano l'apporto del numero di specie con l'abbondanza relativa delle singole specie.

La *diversità* è una proprietà delle comunità naturali ed è oggetto di intensi studi, in quanto costituisce un aspetto interessante del grado di complessità di un ecosistema. La *diversità di specie* è la misura della varietà di differenti specie animali e di piante di una comunità e costituisce un tentativo di descrizione del numero delle specie entro quella comunità e le loro relative abbondanze (Shannon e Weaver, 1963).

L'analisi della *diversità* è indirizzata a una biocenosi definita (nel nostro caso, alla comunità macrobentonica) e viene effettuata su un insieme di organismi omogeneo, dal punto di vista sistematico oppure dal punto di vista funzionale. È inoltre necessario calcolare l'indice di *diversità* su un campione rappresentativo, e quindi sufficientemente grande, dell'insieme scelto.

All'interno di una biocenosi, la *diversità* risente dei rapporti che si stabiliscono tra le abbondanze numeriche di tutte le specie e risulta quindi sensibile alle condizioni di equilibrio tra le specie che sono in relazione. Il valore dell'indice di *diversità* cresce al crescere del numero di specie, ma aumenta anche se la proporzione degli individui delle specie presenti diventa più costante. Invece, un rapido aumento dell'abbondanza di una sola specie provoca una diminuzione della *diversità*. Più in generale, qualsiasi variazione nei processi dell'intero ecosistema si riflette in un cambiamento del valore numerico della *diversità*. Per esempio, limitazioni trofiche, competizioni inter e intraspecifiche, perturbazioni naturali e indotte si sovrappongono alle dinamiche stagionali e periodiche.

Il concetto di *diversità* ha quindi 2 componenti:

- la ricchezza in specie, che è uguale al numero di specie;
- l'equiripartizione degli individui tra le specie.

L'*indice di diversità di Shannon* (H') è utilizzato per misurare la distribuzione degli individui nei vari *taxa* in termini di frequenze relative (Shannon e Weaver, 1963). L'indice include ricchezza di specie ed equiripartizione e ha la seguente espressione:

$$H' = - \sum_i P_i \ln P_i \quad (2.9)$$

Nell'eq. (2.9), $P_i = n_i/N$, n_i è il numero di individui della specie i -esima ed N è il numero di individui totali.

Valori elevati di H' indicano condizioni ambientali "buone"; valori bassi sono tipici di ambienti poveri e sottoposti a perturbazioni. L'indice H' è adimensionale ed è relativamente indipendente dalla grandezza del campione.

L'*indice di dominanza di Simpson* (Simpson, 1949) misura la probabilità che due indi-

vidui estratti a caso da un campione appartengano alla stessa specie e assume valori variabili tra $1/N$ e 1. Questo indice di dominanza mostra la "concentrazione" della dominanza dato che, più alto è il valore, maggiore è la dominanza di poche specie.

L'espressione dell'indice di dominanza di Simpson (D) è la seguente:

$$D = \frac{1}{\sum_i P_i^2} \quad (2.10)$$

Nell'eq. (2.10), $P_i = n_i/N$, n_i è il numero di individui di ciascuna specie ed N è il numero totale di individui.

Extended Biotic Index (EBI)

Un altro indice comunemente usato per il monitoraggio di corpi d'acqua lotici è l'*Extended Biotic Index (EBI)*, ideato da Woodiwiss nel 1979 e modificato per l'Italia da Ghetti (1986).

Nel calcolo dell'Indice Biotico Esteso, le caratteristiche di indicatori dei diversi organismi sono combinate con il numero di unità sistematiche rinvenute allo scopo di stabilire un valore numerico che esprima la qualità del tratto di corso d'acqua studiato (tabella 2.4).

Si utilizza quindi una tabella a due ingressi: uno verticale, riferito al numero di unità sistematiche rinvenute, e uno orizzontale, rappresentato da una lista di *taxa* progressivamente meno esigenti nei confronti della qualità ambientale, scorrendo dall'alto verso il basso. Ogni casella, generata dall'incrocio fra una riga e una colonna, reca un numero che rappresenta il valore dell'indice biotico. Ovviamente, i maggiori valori di indice si ottengono con la presenza dei gruppi sistematici più sensibili e con il maggior numero di unità sistematiche.

I valori di EBI (da 1 a 12) vengono, a loro volta, raggruppati in cinque Classi di Qualità (tabella 2.5), indicate con numeri romani, alle quali corrisponde un giudizio sintetico che varia da ambiente fortemente inquinato (classe V) fino ad ambiente non inquinato o non alterato in modo sensibile (classe I). A ciascuna classe corrispondono poi un colore e una retinatura di riferimento che consentono una rappresentazione cartografica immediatamente leggibile.

2.4.3 Applicabilità allo studio di ambienti inquinati da rifiuti pericolosi

L'analisi specifica della composizione delle comunità bentoniche, in particolare per quanto riguarda l'ordine degli Efemerotteri, oltre a risultare applicabile in ogni tipo di habitat acquatico, consente di mettere in evidenza variazioni anche lievi della qualità degli ambienti in esame. A ciò si contrappone però una elevata difficoltà analitica e un grosso dispendio di tempo per l'identificazione tassonomica degli organismi che, spesso, è problematica.

Gli indici strutturali (diversità e dominanza) presentano caratteristiche intermedie tra i due precedenti metodi di indagine (tabella 2.6). Essi consentono di giungere a una formulazione sintetica dello stato di qualità di un ambiente, senza presentare particolari difficoltà di applicazione. Sono però spesso sensibili alle variazioni stagionali delle comunità biologiche.

L'EBI, accanto ai numerosi vantaggi che ne hanno decretato il successo nel biomonitoraggio in ambito nazionale (facilità di applicazione, giudizio sintetico ecc.), pre-

Gruppi faunistici che determinano, con la loro presenza, l'ingresso orizzontale in tabella (primo ingresso)		Numero totale delle Unità Sistematiche costituenti la comunità (secondo ingresso)								
		0-1	2-5	6-10	11-15	16-20	21-25	26-30	31-35	>36
		Plecotteri presenti	Più di una sola U.S.	-	-	8	9	10	11	12
	Una sola U.S.	-	-	7	8	9	10	11	12	13
Efemerotteri presenti (tranne <i>Baetidae</i> , <i>Caenidae</i>)	Più di una sola U.S.	-	-	7	8	9	10	11	12	-
	Una sola U.S.	-	-	6	7	8	9	10	11	-
Tricotteri presenti (e, inoltre, <i>Baetidae</i> , <i>Caenidae</i>)	Più di una sola U.S.	-	5	6	7	8	9	10	11	-
	Una sola U.S.	-	4	5	6	7	8	9	10	-
Gammaridi presenti	Tutte le U.S. sopra assenti	-	4	5	6	7	8	9	10	-
Asellidi presenti	Tutte le U.S. sopra assenti	-	3	4	5	6	7	8	9	-
Oligocheti o Chironomidi	Tutte le U.S. sopra assenti	1	2	3	4	5	-	-	-	-
Tutti i taxa precedenti assenti	Possono esserci organismi a respirazione aerea	0	1	-	-	-	-	-	-	-

Tabella 2.4 - Tabella per il calcolo dell'EBI.

senta alcuni limiti di applicabilità. Tra questi, il suo uso che è circoscritto agli ambienti lotici. L'indice è stato inoltre sviluppato per la valutazione dell'impatto dovuto a inquinamento di tipo organico e la sua applicazione ad altre forme di inquinamento, pur fornendo spesso utili indicazioni, non è in grado di proporre una lettura ambientale fine perché rileva solo alterazioni di un certo rilievo.

Caratteristica comune alle indagini di tipo biologico è la capacità di fornire informazioni su un periodo di tempo relativamente esteso e, attraverso un "effetto memoria", dare indicazioni relative a eventi pregressi verificatisi a carico delle comunità. Questa specificità, come già sottolineato nel capitolo precedente, li rende utili soprattutto come strumenti di caratterizzazione e di monitoraggio, più che come metodi di individuazione di scarichi abusivi; in quest'ultimo caso, dovrebbero essere affiancate da indagini di tipo chimico-fisico.

Vista l'efficacia dimostrata da queste metodologie nel riconoscimento delle altera-

Classi di qualità	Valore di EBI	Giudizio	Colore di riferimento	Retinatura di riferimento
Classe I	10-11-12-...	Ambiente non inquinato o non alterato in modo sensibile	Azzurro	_____
Classe II	8-9	Ambiente in cui sono evidenti alcuni effetti dell'inquinamento	Verde	/////
Classe III	6-7	Ambiente inquinato	Giallo	x x x x x
Classe IV	4-5	Ambiente molto inquinato	Arancione	xxxxxxxxxxx
Classe V	1-2-3	Ambiente fortemente inquinato	Rosso	=====

Tabella 2.5 - Schema per la rappresentazione cartografica della qualità ambientale.

zioni della struttura delle comunità macrobentoniche, se ne può suggerire l'impiego in studi volti a verificare i possibili effetti negativi delle discariche sulle biocenosi acquatiche. Nel caso di interventi di bonifica, tali metodologie potrebbero essere utilizzate da un lato per definire le priorità di recupero e dall'altro per verificare l'efficacia degli interventi di risanamento attuati.

Ambiente	EBI	Liste taxa	Indici strutturali
	Lotico	Lotico/Lentico	Lotico/Lentico
Vantaggi	Metodica standard; facilità e rapidità di applicazione; giudizio sintetico di qualità sotto forma di valore numerico	Lettura fine dell'ambiente	Valutano direttamente e in modo sintetico la struttura della comunità
Svantaggi	Fornisce indicazioni di carattere generale; limiti di applicabilità	Difficoltà di determinazione degli organismi	Ampie variazioni stagionali
Tipo di impatto rilevato	Inquinamento organico; alterazioni evidenti della comunità	Ogni impatto in grado di modificare anche in modo lieve la struttura della comunità	Ogni impatto in grado di modificare la struttura della comunità
Tempo richiesto	Medio	Molto elevato	Medio/alto
Facilità di applicazione	Elevata	Limitata	Elevata

Tabella 2.6 - Quadro riassuntivo delle caratteristiche delle metodiche descritte.

Accanto a questi metodi di indagine, si potrebbero utilizzare anche strumenti di analisi di tipo multivariato, in grado di correlare le alterazioni delle comunità biotiche con le variazioni delle caratteristiche chimico-fisiche degli ambienti oggetto di indagine. Tale strategia richiede peraltro una conoscenza dei principali fattori ambientali influenzati dalla presenza delle discariche e si configura come un possibile elemento di sintesi dei risultati

Al fine di giungere a una visione d'insieme, utilizzabile per una corretta gestione del territorio, l'integrazione tra i differenti settori di indagine risulta di grande utilità per l'interpretazione di dati di tipo biologico.

2.5 Metodi di caratterizzazione della vegetazione

2.5.1 Utilizzo dell'analisi floristica per la localizzazione dei siti interessati da ammassi abusivi di sostanze pericolose

Le sintesi fitosociologiche permettono di distinguere le diversità della vegetazione in funzione della composizione floristica e di confrontare i campioni analizzati con le tipologie già descritte per l'Europa centrale. Poiché le variazioni della vegetazione sono imputabili a diverse combinazioni di fattori ambientali o alla prevalenza di uno solo, che funziona come fattore limitante, le diverse associazioni vegetali descritte e le specie che le caratterizzano sono correlabili con le peculiarità del substrato.

Da queste premesse si deduce che il rilevamento della vegetazione in un territorio, guidato da particolari criteri per la scelta dei parametri vegetazionali utili, può essere di aiuto per evidenziare, attraverso la delimitazione di particolari forme di vegetazione, la probabile esistenza di substrati eterogenei mascherati dalla copertura vegetale.

I caratteri vegetazionali che risultano utili sono di tipo strutturale e fisionomico-floristico. Gli interventi sulla vegetazione originaria o su suoli marginali alle colture, l'accumulo di materiali estranei al contesto ecologico locale e il successivo abbandono determinano forti cambiamenti dell'habitat seguiti dalla costituzione di coperture vegetali con elevazione spaziale diversa da quella circostante, soprattutto per l'evidente eterogeneità della stratificazione. Inoltre, l'occupazione dello spazio da parte delle specie pioniere avviene secondo processi casuali che determinano fasi di disordine e a elevato dinamismo. Quindi, l'individuazione delle zone di probabile accumulo di materiali eterogenei nascosti dalla vegetazione deve tenere conto, soprattutto, dell'eterogeneità strutturale e floristica della vegetazione. Questi processi dinamici sfociano in stadi di relativa stabilità quando nei substrati prevalgono condizioni chimiche o fisiche estreme. Infatti le diverse specie che invadono gli spazi vuoti sono selezionate attivamente dalle condizioni rigide e solo poche specie finiscono con il predominare, fino a dare una fisionomia paucispecifica. La rigidità ecologica del substrato può essere tale da precludere l'insediamento di qualsiasi specie, nel qual caso non si pone il problema della mediazione della vegetazione nel riconoscimento delle discariche.

Le variazioni strutturali sono utili per l'individuazione di punti probabili, specialmente per esaminare zone ampie e in fase speditiva, anche sulla base delle fotografie aeree. L'individuazione di variazioni fisionomiche e floristiche si applica soprattutto con osservazioni di campagna, utilizzando anche specie guida (indicatori ecologici) strettamente legate agli habitat ruderali.

Le analisi floristiche di dettaglio (rilevamenti fitosociologici) permettono di evidenziare situazioni non estreme, ma pur sempre in relazione agli accumuli di sostanze di rifiuto, che vengono definite mediante il peso dei diversi gruppi ecologici e delle specie guida in generale. La combinazione specifica, anche se limitata alle piante vascolari, è una fonte di informazioni molto ricca per indicare le condizioni del substrato.

L'individuazione di siti con substrati probabilmente eterogenei mediante l'analisi della vegetazione deve perciò tenere conto della tendenziale riduzione del numero di specie indicatrici provenienti dalla flora spontanea ma, d'altra parte, può avvalersi di metodi globali come l'analisi della dominanza o della diversità floristica, un carattere strutturale che indica la presenza di un ambiente estremo. Questi metodi danno un'informazione ridotta in quanto possono accomunare situazioni estreme per antropizzazione e altre di origine naturale o, se antropica, non dipendente necessariamente da accumuli di rifiuti; comunque, come prima strategia e in mancanza di un numero congruo di specie indicatrici, hanno un valore apprezzabile.

Si deve però dire che, ancor prima dell'analisi floristica, le condizioni di stabilità o instabilità della copertura vegetale sono sintomatiche per evidenziare la presenza di substrati che, per un fattore ambientale solitamente edafico, sono sottoposti a continuo rimaneggiamento o sono in condizioni di forte squilibrio edafico. I substrati eterogenei creati per accumulo di rifiuti, anche nelle diverse fasi che seguono la chiusura delle operazioni di accumulo, sono chiaramente sottoposti a variazioni anomale per quanto riguarda la struttura e la composizione chimico-fisica: rimaneggiamento meccanico o compattamento, concentrazioni elevate di sostanze minerali o organiche, solide o gassose. L'insediamento della vegetazione è quindi fortemente condizionato e le specie che riescono a superare i limiti sono quelle più rustiche e specializzate. Il complesso di queste azioni di origine antropica può trovare molte corrispondenze con fattori ambientali naturali ma, in genere, ha un carattere più intensivo tanto da determinare particolari combinazioni specifiche o fitocenosi riconoscibili come antropogene.

L'esperienza acquisita sui cambiamenti prodotti nella flora locale da interventi antropici fortemente modificativi dimostra che, alla distruzione di parti della copertura vegetale autoctona, corrispondono spazi aperti alla ricolonizzazione di specie dette *pioniere* o *ruderali*.

Questo processo è formalmente riconducibile a pochi tipi generali, ma risulta molto diverso dal punto di vista dell'origine delle specie invasive. Mentre sulle Alpi, negli orizzonti subalpino, alpino e nivale, la flora autoctona fornisce le specie colonizzatrici, in pianura e nella bassa montagna gli spazi liberi sono validamente occupati da specie di varia provenienza geografica, introdotte in epoche diverse dalle attività umane.

Questo fenomeno ha qualche conseguenza importante per il controllo della flora spontanea. La più generale è l'espansione di specie delle quali non si conosce l'ecologia o che si comportano diversamente rispetto alle regioni originarie, spesso con elevata capacità concorrenziale e di mantenimento delle posizioni nel tempo. In particolare, per i territori prevalentemente agricoli, esiste la possibilità accertata che diverse specie infestanti le colture trovino, nei suoli scoperti, le nicchie ecologiche per la propria conservazione e da questi si irradiano continuamente sui suoli arati in quanto anch'essi spazi aperti.

Le specie ruderali sono ascrivibili a tre gruppi: *autoctone*, *archeofite* e *neofite*. Le au-

toctone o native sono presenti nella flora europea da periodi precedenti alle modificazioni estensive dell'uomo, quindi prima del neolitico. Esse sono, per esempio: l'ortica (*Urtica dioica*), il romice comune (*Rumex obtusifolius*), il silene bianco *Silene alba*, la celidonia (*Chelidonium maius*), il tasso barbasso (*Verbascum thapsus*), il cardo (*Carduus nutans*), il cardo campestre (*Cirsium arvense*). Si tratta in genere di specie nitrofile che entrano nelle comunità ruderali maggiormente strutturate, su suoli relativamente evoluti come quelli di margine o di radura forestale.

Le archeofite sono ruderali che si sono espanse per azioni umane indirette, soprattutto agricole, dal neolitico fino alla scoperta dell'America. Le più comuni sono: il forasacco (*Bromus tectorum*), l'orzo selvatico (*Hordeum murinum*), l'ortica minore (*Urtica urens*), la viperina azzurra (*Echium vulgare*), l'erba cornacchia comune (*Sysimbrium officinale*), il meliloto (*Melilotus sp.*), la malva domestica (*Malva neglecta*), la verbena comune (*Verbena officinalis*). Sono specie da mediamente a fortemente nitrofile, che caratterizzano le comunità ruderali perenni e più stabili, ma proprie di substrati rimaneggiati e aperti.

Si considerano neofite tutte le ruderali introdotte in periodi recenti per azioni commerciali. Sulla base del periodo di introduzione sono suddivisibili in tre gruppi, a partire dal 1500 e in relazione all'espansione industriale; poiché le immigrazioni di queste specie sono continue, questa suddivisione assume solo una importanza storica e, pertanto, non se ne tiene conto in questa sede. Le principali sono: il rafano (*Armoracia rusticana*), l'enagra comune (*Oenothera biennis*), la lattuga selvatica (*Lactuca serriola*), l'erba cornacchia (*Sysimbrium sp.*), la falsa camomilla (*Matricaria discoidea*), la verga d'oro del Canada (*Solidago canadensis*). Sono specie che formano le comunità ruderali di periodo breve, da stagionale ad annuale, sono da scarsamente a fortemente nitrofile e rappresentano le prime colonizzatrici dei suoli aperti.

Da queste considerazioni si può comprendere perché gli interventi di restauro del manto vegetale devono tendere a conservare la flora locale. Si ritiene quindi necessario che le analisi floristiche preventive sulla flora locale siano eseguite, prima di interventi rilevanti, per valutare la possibilità di favorire l'espansione di specie esotiche nocive.

2.5.2 Evidenziamento di specie guida

Nella flora spontanea esiste un grosso contingente di specie adatte a occupare suoli grezzi, quindi fortemente mineralizzati e instabili, e altre adatte per suoli con forti concentrazioni di sostanze organiche, in genere costituite da escrementi animali o accumuli di resti morti di vegetali, con forte accumulo di composti organici dell'azoto in corso di decomposizione da parte dei degradatori. Le specie del primo gruppo sono quelle definite pioniere (2.5.1); le altre sono proprie di sistemi già maturi ed evoluti, con forte produzione di biomassa e di detriti.

Le modificazioni ambientali prodotte dalle attività umane hanno provocato già da tempo una risposta da parte della flora con specie di ambedue i gruppi più specializzate per le condizioni propriamente antropiche. Si tratta delle specie infestanti le colture, le specie ruderali che si insediano nelle aree rimaneggiate presso le abitazioni e il complesso della flora *ammoniacale* o meglio *nitrofila*.

La pratica attuale dell'accumulo di rifiuti si differenzia da quella usata fino al periodo preindustriale per la qualità e la massa dei rifiuti stessi. Per questo i gruppi di specie già selezionati in questa direzione si trovano ulteriormente limitati, anche per la

velocità con la quale si verificano i cambiamenti prodotti nell'ambiente dal tipo di rifiuti, che è troppo elevata in confronto ai tempi evolutivi necessari per la produzione di combinazioni genetiche valide (ecotipi) per occupare i nuovi ambienti.

In particolare, con il termine di specie guida si indicano quelle specie che risultano correlate in modo più o meno stretto a particolari fattori edafici e che hanno un optimum corrispondente a un intervallo discreto del medesimo fattore. Dagli studi vegetazionali di tipo fitosociologico si deducono elenchi di specie indicatrici di ambienti ruderali, con variabile nitrofilia. Il termine "ruderales", applicato sia alle specie sia ai tipi di vegetazione, deriva dal latino *rudus* (rifiuto) e, già dal secolo scorso, è stato adottato in geobotanica per le specie che frequentano gli accumuli di rifiuti. Negli ultimi decenni la composizione dei rifiuti urbani si è alquanto differenziata, producendo substrati probabilmente al di fuori delle capacità ecologiche acquisite dalla flora specializzata europea. Ci si può quindi attendere di trovare sia ecotipi e adattamenti nuovi, sia assenze di vegetazione su substrati innovativi.

Le specie guida possono essere raggruppate secondo la durata del loro ciclo (annuali o perenni) e in base al loro grado di nitrofilia, che permette di riconoscere substrati poveri, ricchi o mediamente ricchi in nutrienti.

La combinazione specifica, anche se limitata alle piante vascolari, è una fonte di informazioni molto ricca nei riguardi delle condizioni ambientali che, peraltro, vengono meglio definite in termini di stress e di disturbo.

Grime (1979) ha infatti dimostrato che i principali fattori limitanti la crescita delle piante e la riproduzione sono:

- la competizione con altre piante;
- lo stress ambientale;
- il disturbo cui è sottoposto l'habitat.

Si tratta di tre complessi di cause-effetti, nei quali si trovano combinate le azioni di fattori ambientali con le reazioni delle piante, dai quali dipendono le diverse combinazioni floristiche che si realizzano nei singoli habitat. Possono essere definiti come segue:

- la *competizione* è la tendenza da parte di piante contigue a utilizzare lo stesso spazio, luce e nutrienti;
- lo *stress ambientale* consiste nella limitazione della produzione di biomassa, per una specie o per un tipo di vegetazione, da parte di cause esterne tra le quali la più frequente è la scarsità o l'eccesso di luce, acqua e nutrienti minerali;
- il *disturbo* è l'insieme di cause esterne che produce la distruzione parziale o totale di biomassa.

La combinazione degli effetti del disturbo e dello stress ambientale porta a individuare tre categorie comportamentali delle piante superiori, descritte come "strategie" o complesso di azioni, rispetto alla sopravvivenza negli habitat nei quali si realizzano condizioni marginali all'intervallo di tolleranza ecologica, cioè lontane da quelle ottimali. Grime (1979) ha studiato questo problema partendo da una base rappresentata schematicamente nella *tabella 2.7*, dove sono indicate tre strategie primarie per la combinazione di disturbo e di stress.

Si può rilevare che, quando si sommano azioni forti per le due sorgenti di fattori limitanti, le piante vascolari non presentano alcun adattamento; nelle stazioni interessate il suolo risulta quindi scoperto. Condizioni naturali di questo tipo sono ambienti estremi

Intensità del disturbo	Intensità dello stress	
	Bassa	Alta
Bassa	Competitiva	Stress-tollerante
Alta	Ruderaie	Nessuna strategia

Tabella 2.7 - Basi proposte per l'evoluzione di tre strategie nelle piante (da Grime, 1979).

come le pietraie alpine, la battigia delle spiagge marine (disturbo da instabilità del substrato, stress per esposizione a forti variazioni di temperatura o di concentrazioni saline).

Le osservazioni sperimentali condotte in ambienti non antropizzati e in condizioni di antropizzazione più o meno intensa, in genere legate all'agricoltura, alla pastorizia e alla urbanizzazione, hanno permesso di specificare le caratteristiche degli habitat che regolano le tre strategie delle piante.

Con riferimento alle tabelle 2.7 e 2.8, che riassumono gli enunciati di Grime, si può anticipare una teoria sulle interazioni tra le strategie C e R. Bassi valori di disturbo funzionano come modificatori dei rapporti di competizione, favorendo quelle specie che tendono a mantenere la propria competitività o per annullamento dei danni o per un rapido recupero sui medesimi. Tuttavia, quando un habitat produttivo è esposto a disturbi severi e ripetuti, i competitori sono esclusi e prevalgono le specie ruderali.

La pratica delle discariche di rifiuti urbani, relativamente recente, pone il problema di verificare se gli habitat che si creano in corrispondenza di esse, abusive o controllate, possano rientrare nello schema di Grime. L'importanza pratica di questa ricerca consiste (i) nel poter utilizzare le specie di una particolare strategia come indicatrici di substrati "sospetti", dei quali si deve accertare l'eventuale natura di accumulo abusivo di rifiuti e (ii) nella possibilità di utilizzare il complesso di specie adatte a sopravvivere sulle discariche e a costruire una copertura vegetale, almeno come innesco di processi di recupero. A questo proposito si può ricordare l'elevata

Strategia biologica	Habitat		
	Non disturbato, produttivo	Disturbato (stress)	Disturbato, produttivo
Competitiva, C	Crescita forte, competizione positiva	Diminuzione rapida di crescita e di sopravvivenza	Assenza di riproduzione per semi
Stress tollerante, S	Sopraffatto dai competitori	Sopravvivenza	Assenza di riproduzione per semi
Ruderaie, R	Sopraffatto dai competitori	Alta mortalità, scarsa produzione di semi	Rapida produzione di semi

Tabella 2.8 - Correlazioni tra i tipi di strategie biologiche e tipi di habitat (da Grime, 1979).

efficienza delle specie ruderali nella produzione di sostanza secca in funzione della superficie fogliare.

Vista l'importanza delle specie ruderali in relazione ai valori alti di disturbo e alla loro elevata produttività, è opportuno notare che gli habitat individuati nella letteratura sono le spiagge marine, le rive fluviali e lacustri, i suoli coltivati e quelli a intenso calpestamento, tutti presenti nei nostri territori; a questi, si deve ora aggiungere il complesso di habitat creati dalle operazioni di accumulo di rifiuti, globalmente ridotto come estensione superficiale, ma disperso e intercalato alla vegetazione seminaturale e di sostituzione, anche sotto forma di depositi abusivi, e più imprevedibile degli altri per l'eterogeneità dei substrati. Questo fatto richiede una nuova valutazione della componente ruderale delle associazioni vegetali antropogene sulla base delle caratteristiche definite per questa strategia; si ottiene in tal modo un gruppo di indicatori che, attraverso l'analisi floristica, risultano utili per l'individuazione degli habitat compromessi (discariche abusive) anche quando la copertura vegetale ne maschera la presenza. L'apporto di esperienze recenti sul recupero di depositi controllati potrà incrementare e perfezionare il gruppo di specie che risultano meglio adatte all'occupazione delle discariche.

Le specie ruderali appartengono a svariati settori sistematici e, pur essendo concentrate in alcune famiglie e quindi con notevoli affinità genetiche, si dimostrano un gruppo eterogeneo sia per la sistematica sia per i caratteri formali. Gli elementi comuni che le caratterizzano sono essenzialmente: (i) la tendenza a utilizzare l'ambiente con intermittenza, per brevi periodi vegetativi; (ii) le crescite rapide; (iii) l'elevata produzione di semi (successione di diverse generazioni) in contrasto alla elevata mortalità per il disturbo ripetuto; in assenza di disturbo, subiscono la concorrenza delle specie competitive e la quantità di semi prodotta decade immediatamente per la morte dei parenti primari. In sintesi, la componente ruderale della flora spontanea rappresenta una risorsa a basso costo per assicurare una prima fase di insediamento della vegetazione, precaria dal punto di vista strutturale (copertura e continuità spaziale) ma capace di mantenersi in modo autonomo favorendo l'insediamento di specie, con strategie tendenzialmente competitive, costruttrici di coperture erbose più stabili ed efficienti per il processo di recupero ambientale.

Gli ambienti associati alla presenza di specie competitive, stress-tolleranti e ruderali costituiscono solo una parte della varietà di habitat disponibili. Esistono anche habitat caratterizzati da combinazioni di valori intermedi di competizione, stress e disturbo. In tale ambito, si individuano quelle che Grime definisce strategie secondarie, che vengono espresse come:

- *ruderali-competitive (R-S)*. Sono adattate a basso stress, competizione ridotta a intensità moderata da disturbo severo ma infrequente, in habitat molto produttivi e ricchi in sostanza organica e nitrati; il disturbo contiene lo sviluppo delle specie competitive in senso stretto (prati concimati, margini e chiarie di boschi, rive di fiumi sottoposte a erosione). Si distinguono in erbe annuali (a), erbe biennali (b), erbe perenni (p);
- *ruderali-stress tolleranti (R-S)*. Sono adattate ad habitat con disturbo leggero e improduttivi;
- *competitive-stress tolleranti (C-S)*. Sono adattate a situazioni relativamente indisturbate con intensità moderate di stress;

- C-S-R. Sono adattate agli habitat nei quali il livello di competizione è ristretto per intensità moderate sia di stress sia di disturbo.

In una ricerca condotta su 3 discariche dell'Oltrepò Pavese (discariche di Bressana Bottarone, S. Giuletta e Redavalle), sulla base delle teorie di Grime precedentemente enunciate, sono stati evidenziati i tipi di strategie primarie e secondarie, nell'ambito della composizione floristica individuata per ogni discarica. In base all'indice di ricoprimento delle specie sono state calcolate le frequenze percentuali di ciascun tipo di strategia presente in ogni stazione.

Dai dati elaborati si possono dedurre alcune interessanti considerazioni. Innanzi tutto le tre discariche presentano situazioni molto diverse l'una dall'altra. A Bressana Bottarone, caratterizzata dalla presenza di morchie di melme acide, prevalgono specie ascrivibili al tipo di strategia C-S-R, ossia adattate a un ambiente nel quale i fattori competizione, stress e disturbo sono presenti con intensità intermedie e si bilanciano fra loro escludendo il prevalere dell'uno o dell'altro. Con percentuali appena inferiori, seguono le competitive stress-tolleranti, le ruderali-competitive e le competitive, indicatrici di un habitat che, seppur interessato da un intenso disturbo testimoniato dalla componente ruderale, si sta evolvendo verso una condizione di crescente stabilità, evidenziata dalla discreta percentuale (19,3%) di specie competitive caratteristiche di habitat non disturbati e produttivi.

La discarica di S. Giuletta, è costituita da bacini di decantazione di gessi e copre un'area di circa 4000 mq. La copertura vegetale è costituita prevalentemente da specie ruderali propriamente dette e da ruderali-competitive, indicatrici di un sito esposto a disturbo elevato e continuo, tanto da limitare lo sviluppo delle specie più competitive.

Infine, è stata studiata la vegetazione della discarica abusiva di Redavalle, che confina con un terreno agricolo coltivato a vigneto ed è una cava colmata con materiale di natura diversa. Comprende una zona recintata e una superficie utilizzata in passato come campo sportivo. La scelta di questa stazione è stata suggerita dal tipo di rifiuti presenti, in parte molto simili a quelli che caratterizzano la discarica di Bressana: sono presenti fanghi e melme acide frammisti a rifiuti inerti. In alcuni punti, le melme acide affiorano in superficie attraverso l'esigua copertura di terriccio e macerie.

L'analisi floristica ha mostrato percentuali elevate di specie competitive e ruderali-competitive, rivelando una condizione di habitat precedentemente soggetto a disturbo severo ma infrequente, ricco in sostanza organica e nitrati che, allo stato attuale, in seguito alla riduzione del disturbo, si sta evolvendo verso condizioni di maggiore produttività; prevalgono specie come *Lolium perenne*, che sono in grado di mantenere un'elevata competitività nei confronti di altre.

I risultati ottenuti dall'analisi della componente floristica, sulla base delle strategie biologiche dominanti, confermano l'importanza di utilizzare le specie caratteristiche di una particolare strategia come indicatrici di substrati instabili soggetti a disturbo, la cui origine potrebbe essere legata all'accumulo di sostanze pericolose. I risultati forniscono infatti un quadro relativo delle tre discariche prese in esame che riflette la situazione reale: l'ambiente più disturbato coincide proprio con le vasche di decantazione di S. Giuletta, nelle quali il continuo apporto di materiali di scarico impedisce l'instaurarsi di una copertura vegetale più complessa sia dal punto di vista strutturale che della composizione floristica.

Al contrario, Bressana rappresenta un tipo di habitat nel quale la sospensione dell'attività di accumulo delle sostanze di rifiuto ha consentito, a esclusione delle morchie acide che rappresentano un tipo di habitat estremo, uno sviluppo della copertura vegetale che tende a tipologie strutturalmente abbastanza complesse e floristicamente ricche di specie erbacee perenni, specie arbustive e arboree più competitive.

Nella discarica di Redavalle, infine, domina una componente floristica costituita in prevalenza da specie erbacee perenni con accentuate caratteristiche di competitività, che testimoniano come la sospensione dell'azione di disturbo nel sito possa favorire l'instaurarsi di condizioni iniziali di relativa stabilità che, grazie anche a opportuni interventi di controllo e di recupero, potranno evolversi verso tipi di vegetazione strutturalmente più complessi e floristicamente più ricchi.

2.5.3 Deduzione dei caratteri differenziali (floristici e vegetazionali) rispetto ai siti non interessati da discariche

I siti sottoposti a disturbo da discariche in atto o pregresse, ma per le quali non era stato realizzato il ripristino del suolo e della copertura vegetale, hanno aspetti polimorfi. Ciononostante, si possono ricavare alcuni caratteri che, pur variando di caso in caso dal punto di vista quantitativo, sono ricorrenti.

Ordine strutturale

Con questo termine viene qui indicata la distribuzione della dominanza e il grado antropico manifestati dalla vegetazione ruderale di primo impianto sui suoli disturbati. In corrispondenza del maggiore disturbo, la copertura vegetale si presenta con gradi di ricoprimento mediamente bassi, con individui o colonie disaggregate e con bassi valori di copertura specifica o con specie codominanti. Nel corso del tempo (secondo e terzo anno), le specie con maggiore capacità riproduttiva su suoli disturbati aumentano la consistenza delle proprie popolazioni, riducendo il numero delle codominanti. Questo processo non sarebbe diverso dalle modalità che si rilevano nella colonizzazione dei suoli naturali ma l'intera compagine specifica è assai differente. Infatti, i suoli interessati da disturbo non sono in genere del tutto iniziali, se non per la disponibilità di spazio, mentre il contenuto in sostanza organica e in nutrienti sono in generale propri dei suoli maturi modificati dal disturbo. Per questo, le specie che vi penetrano hanno caratteristiche ecologiche diverse dalle vere specie pioniere.

Anche l'analisi dello spettro biologico indica la prevalenza di specie annuali e biennali nelle parti di maggiore disturbo, mentre ai margini si rilevano penetrazioni di specie di altre categorie, anche legnose, ma sempre decisamente eliofile. Quindi, se i siti si trovano in ambiti forestali, possono essere invasi da specie che di norma formano il margine o il mantello del bosco chiuso. Si deduce allora che un sintomo importante per individuare a distanza i siti di probabile disturbo è la variazione dell'ordine della struttura verticale, che si manifesta attraverso la successione anomala di coperture medio-alte e di coperture basse arbustive fino a erbacee.

Spettro corologico

L'analisi floristica dei casi studiati ha dimostrato la capacità di invasione dei suoli

aperti e disturbati da parte di specie esotiche, già da tempo insediate nei nostri territori, ma mantenute sempre al margine dei consorzi vegetali naturali o quasi. Sono specie adatte alle condizioni climatiche ma non competitive nei riguardi delle specie autoctone.

In genere sopravvivono in ambienti antropizzati, producono molti semi ma assumono rilevanza vegetazionale solo quando trovano spazi aperti. La persistenza delle cause di disturbo, anche se migranti nell'ambito del territorio, favorisce la sopravvivenza di queste specie; l'estensione delle cause stesse tende ad appiattire la diversità biologica, sia vegetale che animale.

Indicatori ecologici

Le aree disturbate sono individuabili anche per la presenza di specie che manifestano situazioni edafiche squilibrate. Questi indicatori possono presentare sintomi patologici collegabili con uno squilibrio nutrizionale oppure possono introdurre al loro interno sostanze particolari, come metalli pesanti, senza alcuna variazione dell'aspetto. Il complesso di comportamenti riconducibili a questo ambito è definito come "strategia della tolleranza" che, secondo Baker (1981), può essere distinta in tre tipi.

Nelle piante *accumulatrici*, il metallo è accumulato nelle foglie e nei fusti in modo indipendente dalla concentrazione dell'elemento nel suolo; nelle piante *indicatrici*, la concentrazione interna è funzione della concentrazione nel suolo; le piante *escluditrici* hanno la capacità di limitare l'assunzione del metallo, bloccandolo a livello radicale. Le prime hanno un maggiore valore indicatore qualitativo in quanto, con modalità ancora poco o del tutto ignote, compiono senza danno l'intero ciclo vegetativo in presenza di sostanze che di norma sono nocive.

Le indagini sulla flora spontanea hanno messo in evidenza la capacità accumulatrice di specie appartenenti ad alcune famiglie, già note ai geobotanici per la loro preferenza di suoli ricchi in minerali. Si tratta specialmente di Cariofillacee, Polygonacee, Chenopodiacee, Crucifere. L'ambiente delle discariche di materiali eterogenei richiede però un'esplorazione particolare e i casi studiati hanno dimostrato l'utilità di eseguire ricerche sistematiche sulla flora spontanea di questi ambienti per evidenziare specie accumulatrici di particolari sostanze da usare come indicatori dello stato del suolo.

L'acquisizione di queste conoscenze presenta inoltre il vantaggio di poter disporre di specie adatte per la ricostruzione dei rivestimenti erbosi con un impiego ridotto di suolo fertile o di concimi. Esperienze del genere sono state condotte su discariche di attività minerarie dove è necessario rivestire velocemente i detriti per stabilizzarli e per evitare la dispersione di polveri nocive come, per esempio, quelle che contengono amianto.

Un'altra strategia per la ricerca di indicatori ecologici è l'analisi della flora sulla base dei gruppi ecologici di Landolt (1977). Basati sull'esperienza e le osservazioni di terreno, servono a caratterizzare le condizioni che permettono a certe specie di prosperare.

Nella ricerca condotta su 3 discariche dell'Oltrepò Pavese (discariche di Bressana Bottarone, S. Giuletta e Redavalle), gli indici considerati erano i seguenti:

F = Umidità del suolo. La scala varia da F1 (molto secco) a F5 (terreno bagnato);

- R = pH del suolo. La scala varia da R1 (molto acido, pH 3,5-4) a R5 (basico, pH > 6,5);
 N = Contenuto in nutrienti, soprattutto azoto. La scala varia da N1 (suolo povero) a N5 (suolo molto ricco in nutrienti);
 D = Dispersione del suolo. La scala varia da D1 (rocce, muri) a D5 (suolo a granulosità fine, argilloso o torboso).

Si deve premettere che la significatività di questo metodo si basa prima di tutto sul presupposto che gli indici originari (Landolt, 1977), determinati per le popolazioni specifiche comprese nella flora svizzera con ampie estensioni sulle regioni confinanti, siano applicabili in modo generalizzato. Di conseguenza, la congruenza tra il comportamento di una specie nei riguardi di un fattore e gli indici originari dovrebbe essere verificata di caso in caso, in quanto l'intervallo di tolleranza è un carattere biologico legato alle popolazioni genetiche di una specie, variabile nello spazio come altri caratteri morfologici. Inoltre, si deve ricordare che specie che partecipano alla stessa fitocenosi possono espandere le proprie radici a profondità diverse e, per questo, indicare situazioni apparentemente contrastanti ma espressive di variazioni dei caratteri del suolo alle diverse profondità.

Dai casi studiati, risulta che nei riguardi della reazione del suolo (pH) non si possono individuare indicatori, essendo la maggior parte delle specie dotate di un ampio intervallo di tolleranza (indice R3). Solo in casi estremi, assume un certo rilievo la presenza di un gruppo di specie tendenzialmente basofile (indice R4).

Per l'umidità del suolo, i risultati sono poco significativi. La distribuzione delle specie nelle diverse categorie è molto ampia ma, se non permette di individuare gruppi di indicatori, dimostra che l'eterogeneità dei substrati è tale da creare nel suolo zone con diverso grado di umidità e di variazione nel tempo.

Per il contenuto in nutrienti si rileva, come atteso, una generale tendenza a contenuti elevati. Il suolo di una discarica può essere quindi rivelato da una massiccia presenza di specie con indice N4.

Infine, il grado di dispersione del suolo risulta compreso nei valori elevati: prevalgono le specie indicatrici di scarsa aerazione, con valori tendenzialmente indicativi per i suoli compatti (indici da D4 a D5).

Questi risultati non contraddicono sostanzialmente le indicazioni ottenute per altra via; si può quindi ritenere che, fino a prova contraria, l'applicazione degli indici di Landolt è estensibile fino alla destra padana.

2.5.4 Analisi fotogrammetrica integrata da osservazioni dirette

L'adozione delle fotografie aeree per l'evidenziazione di discariche abusive si basa sulla possibilità di riconoscere le variazioni dei caratteri della vegetazione precedentemente esposte. Questa possibilità è realizzabile in ambienti con coperture vegetali omogenee o almeno non eccessivamente modificate in forma di mosaico, un disegno che renderebbe costosa la verifica diretta di tutte le campiture probabili.

L'analisi aerofotogrammetrica richiede la disponibilità di fotogrammi a colori a una scala utile. D'altra parte, non si dispone di standard per il riconoscimento di situazioni vegetazionali anomale sicuramente correlate a discariche, che permettano di stabilire relazioni causali tra le diversità vegetazionali a livello aerofotogrammetrico e i substrati.

2.6 Il problema dell'eterogeneità caotica nella caratterizzazione degli ammassi abusivi

Il problema dell'eterogeneità caotica può risultare grave nei casi di ammassi abusivi, frutto di scarichi abusivi differenti e non ricostruibili. È questo un problema frequente: facilmente, i siti interessati dalla presenza di un ammasso abusivo dimostrano condizioni di elevata eterogeneità sia nella tipologia dei rifiuti sia dell'ambiente complessivo.

Gli smaltimenti abusivi possono essere stati effettuati da individui diversi in epoche diverse. Vi potrà quindi essere presenza di differenti tipologie di rifiuti: solidi, melmosi, fusti dal contenuto sconosciuto, macerie, rottami ecc.; vi potranno essere coperture complete o parziali di suolo, stratificazioni, accumuli con mescolanza di tipologie varie.

I siti interessati, proprio perché di solito poco frequentati, possono di per sé essere complessi sia da un punto di vista morfologico o strutturale sia dal punto di vista della vegetazione e del micro-ecosistema presenti.

Situazioni di questo tipo pongono problemi molto seri di caratterizzazione dei siti:

- dove effettuare i campionamenti?
- come garantirne la riproducibilità?
- come interpretare e/o estrapolare i dati ottenuti?

La caratterizzazione di un ammasso abusivo richiede infatti una strategia di campionamento sufficientemente rappresentativa. In condizioni di eterogeneità caotica possono sorgere importanti problemi di rappresentatività dei campioni prelevati, con conseguenze pesanti anche dal punto di vista economico.

In tali condizioni, le tradizionali strategie di campionamento (*random*, a griglia, a spina di pesce, *figura 2.10*) possono risultare inefficienti oppure richiedere un numero di campioni eccessivamente elevato rispetto alle risorse a disposizione.

Sicuramente più efficace è una strategia basata su campionamenti stratificati: si tratta di definire preventivamente le unità costitutive degli ammassi (per quanto possibile delimitandole) e procedere successivamente ai campionamenti.

Problemi possono sorgere anche per una adeguata caratterizzazione dei singoli campioni; pertanto, è importante precisare non solo le metodiche utilizzate e i dati spazio-temporali generici (data e ora, località, condizioni meteorologiche ecc.) ma anche la posizione precisa rispetto a un contesto eterogeneo.

La soluzione logica appare quindi quella di effettuare in ogni caso nelle fasi iniziali uno sforzo di caratterizzazione dell'eterogeneità iniziale, tendendo a ricostruire una "mappa" delle unità di ammasso. Tale sforzo deve essere evidentemente proporzionale alla criticità presumibile del sito.

La discussione dettagliata di questo aspetto oltrepassa però gli obiettivi di questo testo. Il lettore interessato può trovare in letteratura numerosi lavori che trattano questo tema (per esempio, Alef e Nannipieri, 1995; Carter, 1993; Green, 1979).

2.7 Conclusioni

Dall'elenco molto parziale dei metodi biologici di caratterizzazione discusso nelle pagine precedenti si possono trarre le seguenti conclusioni generali:

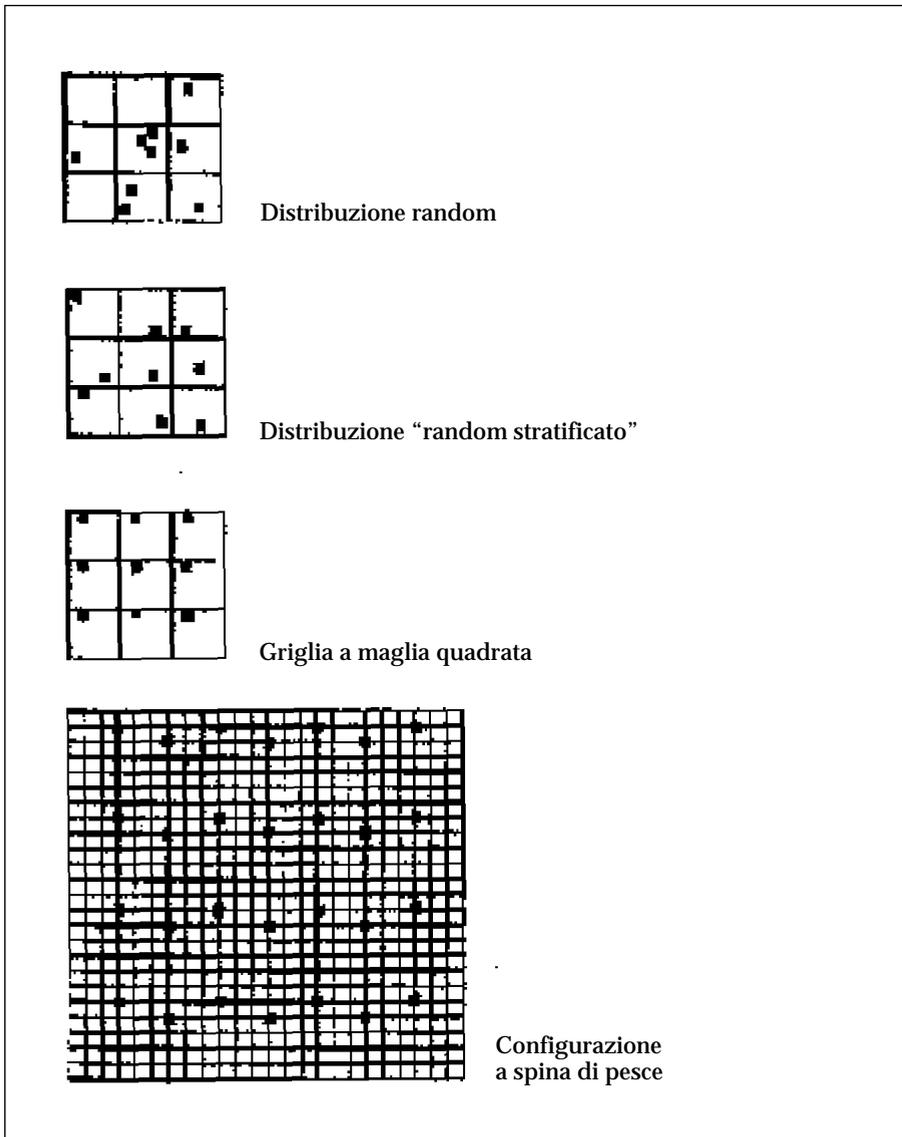


Figura 2.10 - Strategie olandesi di campionamento.

- i metodi biologici sono più indicati per la descrizione e il monitoraggio degli ecosistemi che non per la messa in evidenza e la delimitazione di siti contaminati. Questo è dovuto in particolare alla loro non specificità nel segnalare disturbi;
- l'interpretazione dei dati biologici ottenuti può rivelarsi problematica per la mancanza di dati basali di riferimento;

- per questo motivo, è preferibile usare dei criteri con un controllo interno (per esempio: il rapporto $C_{\text{biomassa}}/C_{\text{org. totale}}$ del suolo) o, meglio ancora, più criteri indipendenti l'uno dell'altro;
- la messa a punto di una corretta strategia di campionamento è di primaria importanza per eliminare discrepanze dovute a fluttuazioni naturali spatio-temporali e per permettere di evidenziare le variazioni realmente attribuibili a un disturbo esterno dell'ecosistema.

Si ribadisce qui l'interesse per l'uso di approcci globali, ossia l'analisi delle popolazioni dell'ecosistema indagato, sia la macrofauna edafica o acquatica, che le popolazioni batteriche o l'analisi della vegetazione. Essi consentono di valutare gli effetti prodotti nel tempo dal complesso dei fattori di inquinamento. Nel caso di operazioni di risanamento, questo tipo di analisi fornisce un'immagine dell'evoluzione qualitativa dell'intero ecosistema che deve essere però basata su studi a lungo termine, atti a evidenziare tendenze e a eliminare i fattori di variazione naturali (fluttuazioni stagionali, o differenze dovuti a eterogeneità locali).

Bibliografia

Abbate, M., Benco, C. 1989. Mappaggio biologico del fiume Magra (tratto intermedio) e del fiume Vara (tratto terminale). In: Abbate M. e Damiani V. (eds.): "Studio ambientale del fiume Magra, esempio di un approccio metodologico e sperimentale per la salvaguardia dell'ambiente fluviale". Enea, La Spezia, 145-157.

Alef, K., Nannipieri, P. 1995. Methods in applied soil microbiology and biochemistry. Academic Press, London.

Ames, B. N., McCann, J., Yamasaki, E. 1975. Methods for detecting carcinogens and mutagens with *Salmonella*/mammalian-microsome mutagenicity test. *Mutation Res.*, 31, 347-364.

APHA 1992. Standard methods for the examination of water and wastewater. 18th Edition. American Public Health Association, Washington.

APHA 1995. Standard methods for the examination of water and wastewater. 19th Edition. American Public Health Association, Washington.

Arlotti, D., Caravaggi, G., Occhipinti Ambrogi, A., Pezzotta, C., Sacchi, C. 1991. Fattori chimico-fisici e popolamento macrobentonico in una lanca di Po. IRSA 1991. Atti del Convegno "La qualità delle acque del fiume negli anni '90", Ferrara 18-20 aprile 1991. *Quad. Ist. Ric. Acque*, 92, SP/29.1 - SP/29. 4.

Atkin, D., Birch, P. 1993. The application of biological monitoring to urban streams: a system designed for environmental health professionals. In: Jeffrey, D.W. and Madden, B. (eds.): *Bioindicators and environmental management*. Academic Press, London.

Bachelier, G. 1986. La vie animale dans le soil. ORSTOM, Paris.

Baker, A. J. M. 1981. Accumulators and Excluders: strategies in the response of plants to heavy metals. *J. Plant Nutr.*, 3, 643-654.

Baldini, E., Carlini E., Molina, M., Sugliani, G., Viglione, G. 1986a. Caratterizzazione e studio dell'ambiente fluviale (torrente Scrivia e affluenti) a monte e a valle del sito da adibire a una discarica controllata RSU. Staz. Sper. Agraria forestale, Trento 6-7 settembre 1985, 49-64.

Baldini, E., Carlini E., Molina M., Sugliani G., Viglione, D. 1986b. Indagine sullo stato di degrado dei torrenti Chiaravagna, Cantarena e Ruscarolo nel comune di Genova. Staz. Sper. Agraria forestale, Trento 6-7 settembre 1985, 35-48.

Battegazzore, M. 1991. Definizione della qualità delle acque del fiume Po mediante lo studio delle comunità macrobentoniche. IRSA (1991), Atti del Convegno "La qualità delle acque del fiume negli anni '90", Ferrara 18-20 aprile 1991. *Quad. Ist. Ric. Acque*, 92, 13.1 - 13.72.

- Battegazzore, M.** 1995. Esperienze di valutazione della qualità delle acque nel bacino padano sulla base delle comunità dei macroinvertebrati bentonici. *Quad. Staz. Ecol. Civ. Mus. St. Nat. Ferrara*, 9, 99-111.
- Berbenni, P., Scaccabarozzi, A.** 1989. Confronti tra dati chimici e biologici nel redigere un giudizio di qualità delle acque. Provincia Autonoma di Trento, Atti del Convegno internazionale "La qualità delle acque superficiali", Riva del Garda 28-29 aprile 1988, 302-314.
- Bertolani, R., Sabatini, M. A., Fratello, B.** 1989. Il popolamento dei microartropodi in terreni trattati con atrazina. CNR, AC/4/65-83.
- Birkemeyer, T., Cantonati, M., Dalmazzo, A., Occhipinti Ambrogi, A.**, 1995. Indagini sulla qualità dei canali circostanti la raffineria di Sannazzaro de' Burgondi (Pavia). *Quad. Staz. Ecol. Civ. Mus. St. Nat. Ferrara*, 9, 47-58.
- Brookes, P. C.** 1993. The potential of microbiological properties as indicators in soil pollution Monitoring. In: Schulin *et al.* (eds.): Soil Monitoring. Early detection and surveying of soil contamination and degradation. Monte Verità: Proceedings of the Centro Stefano Franscini, Ascona. Birkhäuser Verlag, Basel.
- Caravaggi, G., Occhipinti Ambrogi A., Pezzotta, C.** 1993. Dinamica dei popolamenti macrobentonici su diversi substrati vegetali in una lanca di Po. In: Ecologia dell'Insubria e del Ticino. *Mem. Soc. Tic. Sci. Nat.*, Lugano, 4, 205-217.
- Carchini, G., Bambacigno F., Bazzanti M., Belfiore C., Fochetti R., Nicolai P., Rota, E.** 1988. Composizione e struttura del *macrobenthos* del fiume Mignone (Italia Centrale). *Boll. Mus. St. Nat. Lunigiana*, Aulla, 6-7, 407-414.
- Carter, R.** (ed). 1993. Soil sampling and methods of analysis. Lewis Publishers, Boca Raton (USA).
- Casarini, P., Camerini, G., Carbone, M.** 1990. Agricoltura e alterazioni della fauna del suolo. Individuazione di indicatori biologici e indici biotici. *Biol. Amb.*, 3-4, 5-14.
- Cazzalini, O., Sconfietti, R.** 1993. Lanche del basso corso del Ticino a confronto. II. Ecologia e dinamica dei popolamenti zooplantonici. In: Ecologia dell'Insubria e del Ticino. *Mem. Soc. Tic. Sci. Nat.*, Lugano, 4, 175-184.
- Cesaroni, D., Lucchini, D., Minelli, L., Poda, G.** 1986. Valutazione di un impatto ambientale chimico accidentale e tempi di recupero. *Staz. Sper. Agraria forestale, Trento* 6-7 settembre 1985, 145-157.
- Chen, D., Fang, T.** 1981. A preliminary study on the use of *Tradescantia*-micronucleus technique in monitoring marine pollution. *J. Shandong Coll. Oceanol.*, 11, 80-85.
- Cocchioni, M., Pelligrini, M.G., Zanetti, A.R.** 1993. Musone ed Esino. Qualità delle acque fluviali, aspetti chimici, chimico-fisici, batteriologici e monitoraggio biologico. Centro Interdipartimentale Audiovisivi e Stampa Università di Camerino.
- De Pauw, N., Roels, D., Paulo Fontoura, A.** 1986. Use of artificial substrates for standardized sampling of macroinvertebrates in the assessment of water quality by the Belgian Biotic Index. *Hydrobiologia*, 133, 237-258.
- Edwards, C. A., Lofty, J.R.** 1969. The influence of agricultural practice on soil micro-arthropod populations. *The Soil Ecosystem*, 8, 237-247.
- Edwards, C. A., Thompson, A.R.** 1973. Pesticides and soil fauna. *Residue Reviews*, Springer-Verlag, 45, 1-70.
- Ghetti, P. F., Bonazzi, G.**, 1981. I macroinvertebrati nella sorveglianza ecologica dei corsi d'acqua. Collana del progetto finalizzato "Promozione della Qualità dell'ambiente". CNR, Roma, AQ/1/27, 1-181.
- Ghetti, P. F.** 1986. Manuale di applicazione - I macroinvertebrati nell'analisi di qualità dei corsi d'acqua - Indice biotico: EBI, modif. Ghetti, 1986. *Staz. Sper. Agraria forestale, Trento*.
- Gill, B. S., Sandhu, S. S.** 1992. Application of the *Tradescantia*-micronucleus assay for the genetic evaluation of chemical mixtures in soil and aqueous media. *Mutation Res.*, 270, 65-69.

- Green, R.** 1979. Sampling design and statistical methods for environmental biologists. John Wiley and Sons, New York.
- Grime, J. P.** 1979. Plant strategies and vegetation processes. Wiley, Chichester.
- Ioannilli, E.** 1981. L'ecosistema del medio Po. Atti del convegno, 22-23 gennaio 1980, Piacenza. *Riv. Idrobiol.* 20, 1-389.
- Landolt, E.** 1977. Ökologische zeigerwerte zur schweizer flora. Veröff. der Geobot. Institutes der ETH, Stiftung Rübel, Zürich, 64. Heft.
- Lebrun, P.** 1987. Quelques réflexions sur les rôles exercés par la faune édaphique. *Rev. Ecol. Biol. Sol.*, 24(4), 495-502.
- Ma, T. H.** 1982. *Tradescantia* cytogenetic tests (root-tip meiosis, pollen mitosis, pollen mother-cell meiosis). A report of the US Environmental Protection Agency Gene-Tox program. *Mutation Res.*, 99, 293-302.
- Ma, T. H., Anderson, V. A., Harris, M. M., Neas, R. R., Lee, T. S.** 1985. Mutagenicity of drinking water detected by *Tradescantia*-micronucleus Test. *Can. J. Genet. Cytol.*, 27, 143-150.
- Ma, T. H., Anderson, V. H., Ahmed, I.** 1982. Environmental clastogens detected by meiotic pollen mother cells of *Tradescantia*. In Tice R.R., Costa D.L., Schaich K.N.: Genotoxic effects of airborne agents. Plenum, New York, 147-157.
- Ma, T. H., Cabrera, G. L., Chen, R., Gill, B. S., Sandhu, S. S., Vandenberg, A. L., Salamone, M. F.** 1989. *Tradescantia*-micronucleus bioassay. *Mutat. Res.*, 310, 221-230.
- Maire, N.** 1984. Extraction de l'adénosine triphosphate dans les sols: une nouvelle méthode de calcul des pertes en ATP. *Soil Biol. Biochem.*, 16, 361-366.
- Maire, N.** 1987. Evaluation de la vie microbienne dans les sols par un système d'analyses biochimiques standardisé. *Soil Biol. Biochem.*, 19, 491-500.
- Maron, D. M., Ames, B. N.** 1983. Revised methods for the *Salmonella* mutagenicity test. *Mutation Res.*, 113, 172-215.
- Mattassi, G., Franchini M., Caccin P.** 1980. La qualità delle acque superficiali della Bassa Friulana. Unità Sanitaria Locale N. 8, "Bassa Friulana". Settore Igiene Pubblica. Servizio Ambiente.
- Monarca, S.** 1989. Acqua potabile e mutageni. In Gilli, G.: Igiene dell'ambiente e del territorio. Demografia, prevenzione e sanità pubblica. C.G. Ed. Medico-Scientifiche, Torino, 311-326.
- Oliver, M. A.** 1993. Trend detection in soil monitoring-looking for the needle in the haystack. In: Schulin *et al.* (eds.): Soil Monitoring. Early detection and surveying of soil contamination and degradation. Monte Verità: Proceedings of the Centro Stefano Franscini, Ascona. Birkhäuser Verlag, Basel.
- Odum, E. P.** 1973. Principi di ecologia. Piccin, Padova.
- Paoletti, M. G.** 1988. Soil invertebrates in cultivated and uncultivated soils in northeastern Italy. *Redia*, LXXI (2), 501-563.
- Paoletti, M. G., Iovane, E., Cortese, M.** 1988. Pedofauna bioindicatori and heavy metals in five agroecosystems in north-east Italy. *Rev. Ecol. Biol. Sol.*, 25 (1), 33-58.
- Pasini, M. A., Bezzi A., Casarini, P.** 1986. Valutazione dello stato di inquinamento di una roggia cittadina in previsione di un intervento di bonifica. Staz. Sper. Agraria forestale, Trento 6-7 settembre 1985, 217-228.
- Picca, M. R., Raffetto, G.** 1988. Stato delle acque nel bacino dell'Entella valutato con metodi biologici. Provincia di Genova.
- Sansoni, G., Sacchetti, P., Barabotti, P.L.** 1983. Corsi d'acqua del litorale apuano. Effetti inquinanti della polvere di marmo. Comunità montana delle Apuane.
- Shannon, C. E., Weaver, W.** 1963. The mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Urbana.
- Simpson, E. M.** 1949. Measurement of diversity. *Nature*, 163, 688.

Capitolo 3

**Campionamento
e caratterizzazione
con indicatori chimici**

3.1 Piani di campionamento

3.1.1 Piani di tipo probabilistico

Nel seguito, vengono descritti tre piani di campionamento che utilizzano il supporto offerto dalle teorie statistiche per valutare l'efficacia delle procedure di campionamento.

3.1.1.1 *Campionamento casuale semplice*

Il campionamento *casuale semplice* si utilizza quando una porzione dell'ammasso di rifiuti è eterogenea in modo casuale in termini di composizione chimica e l'eterogeneità chimica è simile nelle diverse porzioni dell'ammasso di rifiuti. In questo tipo di campionamento, si individuano tutti i punti di possibile prelievo in tutte le porzioni dell'ammasso di rifiuti e, da questa popolazione di possibili campioni, si estrae un adeguato numero di campioni. L'individuazione dei punti di prelievo deve essere effettuata sovrapponendo, alla vista in pianta dell'ammasso di rifiuti, una griglia immaginaria; si assegnano quindi una serie di numeri consecutivi alle maglie della griglia e si scelgono i numeri (ossia le maglie a essi associate nelle quali effettuare il campionamento) utilizzando la tavola dei numeri casuali. L'ampiezza della maglia deve essere tale che il numero di maglie contenute nel sito da campionare sia pari a 10-12 volte il numero dei campioni da prelevare.

Si osservi che una scelta casuale è cosa ben diversa da una scelta "a casaccio". Infatti una modalità di prelevamento non guidata da criteri statistici può favorire l'inconscia tendenza del prelevatore a privilegiare la scelta di certe unità a svantaggio di altre. Di conseguenza, il piano di campionamento risulta soggettivo e meno rappresentativo del rifiuto.

Una tecnica alternativa, proposta dall'EPA, associa all'ammasso di rifiuti due assi cartesiani. I numeri casuali vengono estratti a coppie e i valori di ciascuna coppia individuano, rispettivamente, l'ordinata e l'ascissa del punto di prelievo.

3.1.1.2 *Campionamento casuale sistematico*

Nel campionamento *casuale sistematico*, solo la prima unità di campionamento è scelta con criteri di casualità mentre tutte le altre sono scelte a intervalli di tempo o di spazio regolari e prefissati.

Nel campionamento casuale sistematico "nello spazio" ci si riferisce tipicamente a prelievi lungo una linea, ad esempio il bordo di una vasca di decantazione: fissato con criteri di casualità il primo punto di prelievo (da qui l'attributo di "casuale"), si procede "sistematicamente", a intervalli di spazio costanti, al prelievo dei rimanenti campioni.

Una semplice estensione del concetto da una a due dimensioni consente di operare campionamenti casuali sistematici mediante le tradizionali griglie a maglie quadrate ovvero mediante quelle triangolari, che saranno discusse in un successivo paragrafo. Lo svantaggio principale del campionamento sistematico è dato dall'impossibilità di riconoscere, in certe condizioni, la presenza di cicli o di linee di tendenza della concentrazione nella popolazione del rifiuto esaminata. Per queste ragioni, il campionamento sistematico è utile quando la popolazione è per sua natura casuale o solo modestamente stratificata.

3.1.1.3 Campionamento casuale stratificato

Il campionamento *casuale stratificato* deve essere utilizzato quando le singole parti del rifiuto sono eterogenee in termini di proprietà chimiche ma non lo sono in maniera casuale e inoltre (oppure) si ha un'eterogeneità chimica non casuale passando da porzione a porzione del rifiuto. In questo caso, la popolazione viene ripartita in "strati" (intesi in senso verticale ma anche per estensione orizzontale), in modo da isolare i punti di eterogeneità chimica non casuale. La stratificazione può essere spaziale o temporale. In ciascun strato si esegue poi l'operazione di campionamento casuale semplice.

La tecnica "per strati" deve essere applicata quando si hanno apporti di rifiuto di natura assai diversa. Si pensi, per esempio, al campionamento di una discarica alla quale vengano conferiti a periodi alterni, e depositati gli uni sugli altri, materiali diversi. L'applicazione della tecnica di campionamento stratificato a situazioni diverse da quelle indicate può portare a risultati meno precisi.

3.1.2 Piani di tipo non probabilistico

Esiste anche una modalità di campionamento non probabilistica basata su una precedente e sufficientemente approfondita conoscenza del contenuto del rifiuto. Poiché questa situazione si verifica raramente nelle situazioni di interesse in questo contesto, questo tipo di campionamento può essere utilizzato solo raramente.

3.1.3 Conclusioni

In pratica, quando la conoscenza delle caratteristiche del rifiuto è limitata, il campionamento casuale semplice deve essere preferito. All'aumentare delle conoscenze sulle caratteristiche del rifiuto, si può eventualmente passare ad altre forme di campionamento.

Nel seguito, sono sviluppate con maggior dettaglio alcune delle tecniche di campionamento casuale semplice e sistematico; per entrambi i piani di campionamento, è riportata una procedura software supportata su foglio di lavoro Excel per la determinazione della dimensione delle maglie e delle coordinate dei punti di prelievo.

3.1.4 Campionamento casuale sistematico: confronto fra maglie quadrate e maglie triangolari

In genere, la costruzione di una griglia a maglie quadrate è molto più facile rispetto sia a una griglia a maglie triangolari che alla costruzione della griglia per l'estrazione casuale delle maglie di campionamento. Per questo motivo, la griglia a maglie quadrate è generalmente preferita dagli operatori pubblici o privati.

I problemi fondamentali da risolvere per la corretta formulazione del piano sono essenzialmente due: (i) la griglia a maglie quadrate è il sistema di prelievo più efficace in relazione all'obiettivo di un campionamento che non trascuri zone critiche rispetto al parametro da valutare e (ii) i punti di campionamento debbono essere intervallati regolarmente oppure, pur preservando lo schema geometrico, possono essere in qualche modo resi "casuali" (Parkhurst, 1984)?

Questi problemi verranno analizzati brevemente, sulla scorta delle considerazioni contenute nel lavoro citato. Lo schema valutativo sviluppato è stato inserito nella pro-

cedura di calcolo che accompagna il presente lavoro come supporto alla decisione sulle modalità ottimali di campionamento.

Per quanto concerne il punto (i), è stato dimostrato che un piano di prelievo a maglie triangolari fornisce risultati superiori, in termini di efficacia e di costo, rispetto a quello a maglie quadrate. La dimostrazione si basa sulle seguenti considerazioni, riferite a un caso di studio, nel quale l'obiettivo era quello di verificare se un rifiuto doveva essere classificato come rifiuto tossico-nocivo.

Si osservi che la procedura è stata sviluppata prima dell'emanazione del Decreto legislativo 3 febbraio 1007, n. 22 ed è quindi finalizzata alla classificazione dei rifiuti come prevista dalla normativa precedente. Dopo l'emanazione dei decreti applicativi del DL 22/97, la procedura potrà essere aggiornata.

Per non escludere possibili punti ad alta concentrazione di rifiuto meritevoli di attenzione, è necessario rendere minima la "distanza massima" esistente fra un qualunque punto della zona da campionare e il punto di prelievo più vicino. In tal modo, aumenta la probabilità di individuare l'inquinante di interesse, qualora sia presente. Per una maglia, quadrata o triangolare, la "distanza massima" è quella che separa il punto di campionamento dai vertici della maglia (il vertice del quadrato o dell'esagono, *figura 3.1*).

Considerazioni analoghe valgono anche se, come criterio, si utilizza la "distanza media" che separa un qualunque punto dell'area dal punto di campionamento più vicino: anche in questo caso, infatti, si dovrà rendere minima questa distanza.

Gli Autori del lavoro precedentemente citato, sulla base di considerazioni di tipo trigonometrico, dimostrano che la struttura a maglia triangolare minimizza, rispetto alla struttura a maglia quadrata, sia la "distanza massima" che la "distanza media". In altri termini, la griglia a maglie triangolari è più efficace per includere, nell'area di campionamento, possibili punti "critici" in termini di presenza di inquinante ricercato.

La maggior efficacia del campionamento su maglie triangolari si riflette in un minor numero di punti di campionamento se, con una procedura inversa, si includono nello schema triangolare i valori della distanza massima e di quella media ottenuti nel caso meno favorevole di campionamento su maglie quadrate e, da questi, si calcola il numero dei campioni da esaminare.

Il punto (ii) affronta il problema dell'opportunità di mantenere un piano casuale sistematico rigido, con punti di prelievo posti sempre a uguale distanza gli uni dagli altri, oppure, in alternativa, di introdurre una percentuale di "irregolarità".¹

Uno schema rigidamente regolare fornisce buoni risultati se il rifiuto è distribuito in modo del tutto casuale oppure se è disperso in cumuli ma con distanze, fra cumulo e cumulo, molto più piccole del lato della griglia di campionamento. Se invece il rifiuto è stato collocato su una griglia più o meno regolare (griglia del rifiuto) e il lato della griglia di campionamento è un multiplo della griglia del rifiuto, sussiste la concreta possibilità che certi cumuli di rifiuto vengano "saltati" dalla sequenza di prelievi effettuati in conformità a un campionamento casuale sistematico.

¹ Il campionamento, come altre attività umane, è "l'arte del possibile". Pertanto, nella fase di realizzazione del piano di campionamento, potrebbero emergere elementi favorevoli all'introduzione, all'interno di un piano di campionamento casuale semplice o stratificato.

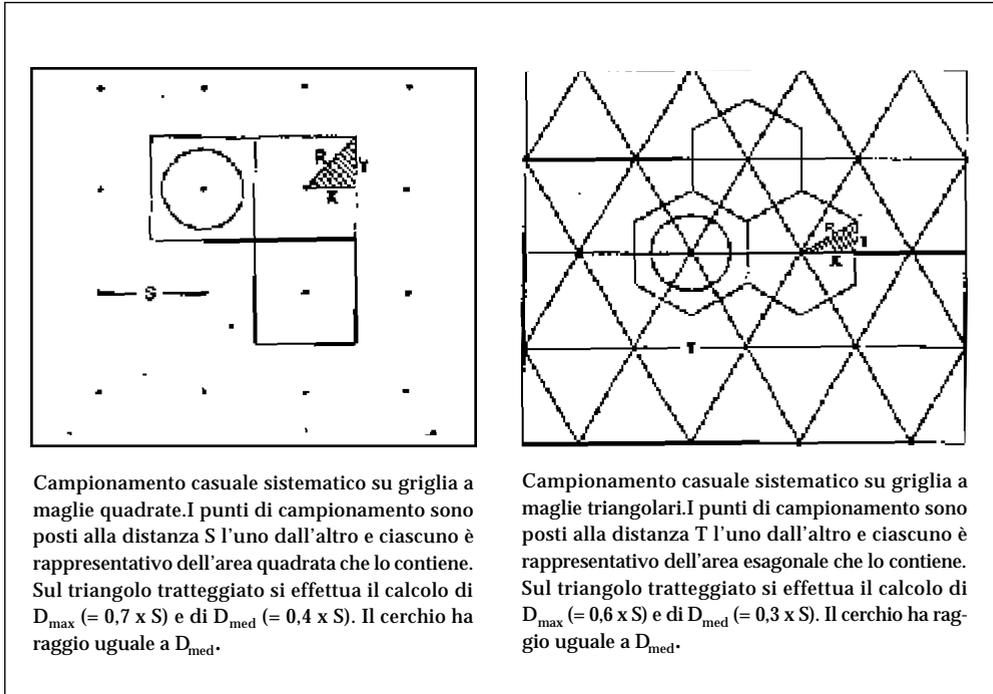


Figura 3.1 - Campionamento casuale sistematico rispettivamente su maglie quadrate e triangolari. Significato dei parametri geometrici.

Di conseguenza, l'analisi statistica risulterebbe falsata. In un caso di questo tipo, è consigliabile abbandonare il campionamento casuale sistematico a favore del campionamento casuale semplice.

Sia per la griglia triangolare che per quella a maglie quadrate è possibile introdurre, in parte, uno schema di casualità semplice selezionando a caso un certo numero di maglie ed estraendo, dalla tavola dei numeri casuali, le coordinate dei punti di prelievo all'interno di ciascuna maglia. Per esempio, nel caso delle maglie triangolari, si estraggono, per ciascuna maglia, tre numeri casuali (x_1, x_2, x_3) e si costruiscono tre valori $y_i = x_i / (x_1 + x_2 + x_3)$ per $i = 1, 2, 3$. Questi valori, dei quali solo due sono indipendenti (la loro somma è 1), forniscono le coordinate del punto di prelievo nel sistema di coordinate triangolari.

3.2 Descrizione della procedura software per la determinazione delle coordinate cartesiane dei punti di prelievo

Come già anticipato, la procedura si applica al campionamento casuale sistematico e casuale semplice.

La procedura contiene alcune semplificazioni:

- il sito di campionamento deve possedere forma rettangolare o quadrata. Se il sito ha una forma irregolare, sarà sufficiente inscrivere al suo interno un rettangolo o un quadrato. Se le aree comprese fra la figura geometrica regolare e il bordo esterno sono di notevole interesse, il campionamento in queste aree deve essere effettuato estendendo il reticolo costruito all'interno del rettangolo o del quadrato;
- la maglia di campionamento per il campionamento casuale sistematico prevista dalla procedura è di forma quadrata perché sul campo è assai più facile descrivere una griglia a maglie quadrate. Inoltre, in termini di costo o di accuratezza, il vantaggio della griglia a maglie triangolari rispetto alla griglia a maglie quadrate è, in molti casi, piuttosto limitato. La maglia per il campionamento casuale semplice può essere rettangolare o quadrata, a seconda della forma del sito da campionare;
- nel caso del campionamento casuale semplice, il numero di maglie della griglia è pari a 10 volte il numero di campioni; nel caso del campionamento casuale sistematico, il numero di maglie della griglia è uguale al numero di campioni.

Le grandezze in *input* sono:

- base e altezza dell'area rettangolare del sito di campionamento (i valori ovviamente coincidono nel caso di area quadrata);
- numero n di campioni da prelevare (considerato come numero minimo). Il numero n dei punti di campionamento (numerosità campionaria) viene determinato utilizzando la metodologia EPA, secondo la procedura descritta nei paragrafi che seguono. Questa procedura e quella per la messa a punto del piano di campionamento operano indipendentemente l'una dall'altra. Per tale motivo, se il numero di campioni da prelevare è determinato da criteri diversi da quelli strettamente statistici, è ancora possibile determinare le coordinate dei punti di campionamento;
- nel caso di griglia a maglie triangolari: area della maglia.

Per il caso di un *campionamento casuale sistematico* i parametri di *output* sono:

- il lato della maglia quadrata;
- il lato della maglia triangolare a parità di numero di campioni prelevati e la percentuale di maggiore accuratezza fornita dalla griglia triangolare;
- il beneficio, rispetto al campionamento con maglie quadrate, espresso in termini di numero di campioni ottenuto con il campionamento su maglie triangolari, a parità di distanza massima e media dal punto di campionamento;
- le coordinate dei punti di prelievo con un campionamento casuale sistematico su maglie quadrate.

La procedura ha le seguenti caratteristiche.

L'*obiettivo* è la determinazione, per tentativi, del lato della maglia quadrata che consente di descrivere un numero di maglie (ovvero, punti di campionamento) pari o superiore a n e tale che possa essere contenuto nell'area del sito. In sostanza però, questa seconda condizione è quella che determina il valore del lato della maglia che verrà accettato: infatti, la condizione primaria per poter effettuare il campionamento è determinata dalla possibilità di inscrivere, all'interno del sito, il numero di maglie necessarie. Se il numero di prelievi è inferiore a n , è necessario ridurre il valore del lato della maglia; se è di molto superiore, è necessario aumentarlo. Il valore finale del lato della maglia viene calcolato, come precedentemente ricordato, per tentativi successivi (sarà conveniente accettare un numero intero per il lato della maglia).

Deve essere notato che, per le ragioni più volte ricordate, è preferibile aggiustare il lato della maglia fino ad avere un numero di campioni superiore a n tenendo presente che, per convenienza costruttiva sul campo, vengono completati tutti i lati della griglia. I numeri lungo l'asse delle ascisse e quello delle ordinate individuano i punti di prelievo. Sfruttando le caratteristiche del foglio elettronico Excel è facile variare i valori dell'area del sito secondo necessità.

È opportuno infine notare che l'elemento di sistematicità viene certamente salvaguardato dalla griglia proposta mentre quello di casualità è, a prima vista, salvaguardato in misura minore o, addirittura, trascurato. Infatti, il primo punto di campionamento, quello che dovrebbe assicurare la casualità, viene posto a una prefissata distanza dall'origine che è sempre data dal lato della maglia, sia in ascisse che in ordinate. Per assicurare la necessaria casualità è possibile, nella pratica, spostare l'origine in modo casuale. La griglia deve però rimanere all'interno del sito, altrimenti si possono perdere punti di prelievo, per esempio quelli più esterni.

Per il confronto fra la griglia a maglie quadrate e quella a maglie triangolari, la procedura non richiede alcun dato, se si eccettua l'area della maglia esagonale che risulta dalla combinazione delle maglie triangolari (figura 3.1); quest'area viene inizialmente posta uguale a quella della maglia quadrata, in modo da avere, in prima istanza, lo stesso numero di punti di campionamento nei due casi. Il rapporto percentuale tra i valori calcolati per la distanza massima e media nel caso di maglie triangolari e quelli ottenuti in precedenza per maglie quadrate è una misura della maggior accuratezza del campionamento su maglie triangolari. Inoltre, viene calcolato anche, a parità di distanza massima e media, il numero di campioni da prelevare su maglie triangolari e, come percentuale, il risparmio rispetto al campionamento su maglie quadrate.

Per il caso di un *campionamento casuale semplice* i parametri di output sono le coordinate dei punti di prelievo.

La procedura opera nel modo seguente:

- si prendono un numero di colonne e di righe pari alla radice quadrata del numero di maglie, ovvero 10 volte il numero di punti di prelievo richiesti, NCR. Si divide la lunghezza dei due lati del rettangolo rappresentante l'area per il numero di colonne (o di righe), ottenendo così le misure dei due lati della maglia, ovvero il passo con il quale procedere lungo l'asse delle ascisse (o delle ordinate);
- le maglie (celle) così ottenute vengono numerate progressivamente;
- si generano numeri casuali compresi tra zero e NCR in numero uguale a quello dei punti di prelievo richiesti (Zhou, 1991);
- le maglie contrassegnate da numeri uguali ai numeri casuali estratti diventano maglie di campionamento: le loro coordinate sono lette sugli assi delle ascisse e delle ordinate.

3.3 Descrizione della procedura software per la determinazione della numerosità campionaria

3.3.1 Concetti statistici fondamentali

Dai risultati numerici ottenuti per ciascun parametro determinato nella caratterizza-

zione analitica di campioni provenienti da un ammasso di rifiuti è possibile calcolare (o stimare) tre grandezze statistiche fondamentali: *media*, *deviazione standard* (misura della variazione dei valori di concentrazione relativi ai singoli campioni) e *deviazione standard delle medie* (misura di quanto le concentrazioni medie dei singoli campioni risultano disperse attorno alla media).

Queste grandezze sono in relazione con due parametri fondamentali del campionamento: *accuratezza* e *precisione*. Un campionamento è tanto più accurato quanto più la media delle misure di un parametro analitico si avvicina al valore vero nel rifiuto considerato. Un campionamento è tanto più preciso quanto minore è la deviazione standard (dopo aver tenuto conto di fattori connessi alla riproducibilità delle analisi).

La concentrazione media e la deviazione standard della media servono per stimare l'intervallo (*intervallo di confidenza, IC*) nel quale cade, con una data probabilità (80%, nel caso dei rifiuti solidi), il valore medio (vero) della concentrazione di una sostanza chimica nel rifiuto. Ai fini della classificazione, il limite superiore del-

Stati della procedura

1. Definire il *campo di variazione* dei valori di concentrazione in modo tale che il suo estremo inferiore sia rappresentato da un valore arrotondato, inferiore al valore minimo osservato e il suo limite superiore sia un valore arrotondato maggiore del valore massimo osservato.
2. Definire un valore dell'*ampiezza delle classi* nelle quali ripartire i valori osservati. L'ampiezza è generalmente pari al 2-2,5% del valore minimo osservato. È inoltre opportuno prendere un valore di % che consenta di ottenere valori interi dei limiti inferiore e superiore della prima classe.
3. Costruire le *classi di ripartizione* dei valori di concentrazione usando come ampiezza di ciascuna classe il valore dell'ampiezza ottenuto al punto 2, partendo dal valore inferiore del campo di variazione delle concentrazioni. Si noti che il limite inferiore di ciascuna classe è uguale al limite superiore della classe precedente al quale è stato dato un "incremento" costante, per esempio uguale a 1.
4. Determinare i *confini inferiore e superiore* di ciascuna classe diminuendo il limite inferiore di metà dell'incremento prescelto (nell'esempio, 0,5) e aumentando della stessa quantità il limite superiore di ciascuna classe.
5. Associare a ciascuna classe il numero di valori di concentrazione che in essa cadono; si ottiene così la *frequenza assoluta* dei valori di ciascuna classe.
6. Trasformare i valori assoluti di frequenza in valori relativi, calcolando la percentuale rispetto al totale delle frequenze osservate.
7. Costruire la distribuzione di *frequenze relative cumulate* (ottenute sommando progressivamente i valori relativi di distribuzione osservati nelle varie classi). La distribuzione viene riportata in un diagramma semilogaritmico, nel quale le frequenze cumulate sono riportate sulle ordinate e i confini superiori delle classi sulle ascisse. Nel caso di una distribuzione normale, i punti presentano un andamento rettilineo; nel caso di una distribuzione non normale, i punti non hanno un andamento lineare.

Tabella 3.1 - Procedura per la verifica della distribuzione dei valori di concentrazione secondo una distribuzione normale.

lo IC all'80% viene confrontato con la concentrazione limite definita dalla normativa: se risulta superiore, si può affermare che la concentrazione limite è superata e il rifiuto è classificabile, per esempio, tossico-nocivo. Permane comunque una probabilità del 10% (non del 20%) che la classificazione del rifiuto sia errata: infatti, i valori di concentrazione di un inquinante al di fuori dei limiti di un IC all'80% sono egualmente distribuiti fra le code a sinistra (inferiore) e a destra (superiore) della curva normalizzata. Di conseguenza, l'intervallo di confidenza usato per valutare il rifiuto è, per tutti gli scopi pratici, un intervallo del 90%.

La validità dell'intervallo di confidenza per la media vera della popolazione è basata sull'ipotesi che i valori di concentrazione dei singoli campioni esaminati evidenzino una *distribuzione normale*. Quest'ipotesi può essere verificata solo se si dispone del valore di un dato parametro analitico in molti campioni; tuttavia, nella maggior parte dei casi, ciò non accade. In alternativa, si può procedere confrontando il valore medio dei campioni, con la varianza del campione, s^2 . In una popolazione distribuita in modo normale, deve essere maggiore di s^2 . Quando ciò non accade, si è in presenza di una *distribuzione di Poisson* (x è uguale a s^2) o di una *distribuzione binomiale negativa* (x è inferiore a s^2) del composto inquinante. Nel primo caso, si può ottenere una distribuzione normale prendendo la radice quadrata dei valori; nel secondo, prendendo l'arcoseno dei dati. Tutte le successive elaborazioni statistiche vengono svolte sui dati trasformati.

Nella *tabella 3.1* viene riportata una procedura alternativa che permette di verificare, per via grafica, se la distribuzione è indicativamente normale.

3.3.2 Numerosità campionaria

Per caratterizzare un rifiuto è necessario esaminare un opportuno numero n di campioni. Si tratta di definire il numero minimo di campioni necessari per una stima sufficientemente precisa della concentrazione media vera di un inquinante contenuto nel rifiuto. In molti casi pratici, il problema è quello di prelevare il minor numero di campioni necessari per il confronto tra il limite superiore dell'intervallo di confidenza per l'inquinante e la concentrazione limite stabilita dalla legge.

Il numero n può essere indicato con l'espressione "numerosità campionaria". Si noti che n è il numero di campioni da sottoporre ad analisi e non il numero di analisi replicate sullo stesso campione.

La formula che fornisce la numerosità campionaria è

$$n = t^2 s^2 / E^2 \quad (10)$$

Nell'eq. (10) (Ciantelli e Galeotti, 1993):

- t è il valore del t di Student, il quale diminuisce al crescere del rischio tollerato che uno scostamento prefissato venga superato. Il rischio usualmente tollerato è del 5% = 1/20. Il valore di t dipende da n , che però non è noto finché non viene fissato t . Per superare l'ostacolo, si adotta un valore preliminare di t corrispondente² a $n = \dots$. Si sostituisce nell'equazione un nuovo valore di t basato sul valore di n appena calcolato e il procedimento viene reiterato fino ad ottenere un valore di n costante;

² Ovvero, come nella procedura EPA, corrispondente a un effettivo preliminare, con n quindi, prefissato. Si noti che il coefficiente di variazione o di dimensione è dato da scarto quadratico medio / media aritmetica dei dati.

Definizione	Simbolo	Equazione	n. eq.
Media di tutte le possibili misure (N) della variabile (media della popolazione)	μ	$\mu = \frac{1}{N} \sum_{i=1}^N x_i$	1
Media delle n misure ottenute dal campionamento (media dei campioni)	\bar{x}	<p>campionamento casuale semplice e sistematico</p> $\bar{x} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^N x_i$ <p>campionamento casuale stratificato</p> $\bar{x} = \sum_{k=1}^r w_k \bar{x}_k$	2a 2b
\bar{x}_k è la media dello strato e w_k è la frazione di popolazione rappresentata dallo strato k-esimo (su un totale di r strati)			
Varianza del campione	s^2	<p>campionamento casuale semplice e sistematico</p> $s^2 = \frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^N (x_i - \bar{x})^2$ <p>campionamento casuale stratificato</p> $s^2 = \sum_{k=1}^r w_k s_k^2$	3a 3b
s_k^2 è la varianza dello strato e w_k è la frazione di popolazione rappresentata dallo strato k-esimo (su un totale di r strati)			
Scarto quadratico medio (deviazione standard del campione)	s	$s = \sqrt{s^2}$	4
Errore standard del campione (deviazione standard della media)	$s_{\bar{x}}$	$s_{\bar{x}} = \frac{s}{\sqrt{n}}$	5
Intervallo di confidenza all'80%	IC	$IC = x \pm t_{0.20} s_{\bar{x}}$	6
Scostamento	E	$E = CL - \bar{x}$	7
Numerosità campionaria	n	$n = \frac{t_{0.20}^2 s^2}{E^2}$	8
Gradi di libertà	GL	$GL = n - 1$	9

N.B. I valori di $t_{0.20}^2$ per i diversi gradi di libertà si possono trovare tabulati in manuali di statistica di uso comune.

Tabella 3.2 - Grandezze statistiche di interesse e loro definizione.

- s è lo scarto quadratico medio (ovvero, deviazione standard) dei risultati ed è un indice dell'eterogeneità del materiale campionato, stimato da un precampionamento o dalla letteratura (può essere necessario un procedimento iterativo). Se si adottano dati di letteratura, è conveniente usare, al posto della deviazione standard, il coefficiente di variazione, CV: sussiste la relazione $n = t^2 CV^2 10^4 / E^2$;
- E è lo scostamento (errore) tollerato fra risultato campionario e il valore vero (valore vero = valore di concentrazione limite, CL, indicato dalla normativa). Al limite, se $E \rightarrow 0$, $n \rightarrow \infty$, vale a dire, il numero di campioni diviene uguale all'intera popolazione bersaglio.

Dalla formula si ricava che si deve aumentare il numero di campioni se s^2 o il valore $t_{0,20}^2$ (il tasso probabile di errore) aumentano o lo scostamento E diminuisce. Un piano di campionamento ben progettato, deve verificare preliminarmente i valori di s^2 e di \bar{x} , in modo da fornire un valore del numero di campioni da prelevare. Il numero di campioni effettivamente prelevati dovrà superare alquanto (nel caso di pochi campioni, il 50% in più sarà sufficiente) il valore preliminare di n perché quest'ultimo possa fornire parametri statistici ben definiti.

Un sommario delle grandezze statistiche di interesse è riportato nella *tabella 3.2*.

3.3.3 Procedura software per la determinazione della numerosità campionaria

La procedura operativa proposta prevede i seguenti passaggi:

1. Prelievo di un numero limitato di campioni.
2. Determinazione di alcuni parametri analitici sui campioni prelevati.
3. Stima del valore medio e della deviazione standard di ciascun parametro analitico e determinazione del numero n di campioni da prelevare (numerosità campionaria).
4. Prelievo di n campioni.
5. Determinazione dei parametri analitici sugli n campioni.
6. Stima del valore medio e della deviazione standard di ciascun parametro analitico e determinazione del numero n' di campioni da prelevare.

I passaggi 4-6 vengono ripetuti fino a consistenza, ovvero fino a quando $n' \leq n$

Lo schema operativo della procedura software sviluppata per la caratterizzazione di un rifiuto è riportato nella *tabella 3.3*. La procedura per determinare il numero n di campioni da prelevare parte da stime preliminari di \bar{x} e di s^2 . I valori analitici così determinati servono a stabilire se la concentrazione dell'agente inquinante è inferiore al valore limite oppure, alternativamente, se è necessario effettuare un campionamento di tipo iterativo finché non sia raggiunta la certezza circa la presenza o l'assenza del composto chimico investigato o, per meglio dire, la sua presenza in concentrazioni inferiori/superiori al valore ammesso dalla normativa.

È importante infine ricordare che la procedura per ottenere il numero di campioni (n_1, n_2 ecc.), precede qualsiasi decisione circa lo schema di campionamento. Il numero di campioni così calcolato può pertanto essere utilizzato nella griglia a numerazione casuale o sistematica dei punti di prelievo, oppure in ogni altro schema, purché casuale.

Stadi della procedura	
1.	Ricavare, da analisi preliminari, valori di \bar{x} (eq. 2a) e di s^2 (eq. 3a) per ciascun contaminante di interesse.
2.	Stimare il numero necessario di campioni (n_1) usando l'eq. 8 e i valori di $t_{0,20}$. Si ottengono in tal modo valori n_1 per ciascuna sostanza chimica da analizzare. Il massimo valore tra gli n_1 ottenuti è il numero di campioni da prelevare.
3.	Prelevare in modo casuale n_1 campioni; a questi è conveniente aggiungere altri campioni (orientativamente, il 50% in più nel caso di $n_1 < 10$) per migliorare l'analisi statistica finale.
4.	<p>Analizzare gli n_1 campioni per le varie sostanze di interesse. Verificare, per semplice via grafica, se la distribuzione è indicativamente normale (Tabella 3.1). Nel caso in cui la distribuzione è almeno indicativamente normale e \bar{x} è maggiore di s^2, utilizzare nel seguito i valori di concentrazione originari, non trasformati. Se la distribuzione non è normale, i valori devono essere trasformati:</p> <p>(i) nella loro radice quadrata, se \bar{x} è circa uguale a s^2 (distribuzione di Poisson);</p> <p>(ii) nell'arcoseno dei valori di concentrazione, se \bar{x} è minore di s^2 (distribuzione binomiale negativa). In pratica, le percentuali dei singoli valori rispetto alla loro somma vengono divisi per 100 e si calcolano gli arcoseni.</p> <p>In questi due casi, proseguire i calcoli utilizzando i valori trasformati. Per effettuare il confronto con la CL ammessa, i valori dei limiti di confidenza devono essere riportati alle unità originarie.</p>
5.	Calcolare \bar{x} (eq. 2a), s^2 (eq. 3a), deviazione standard, $\sqrt{\bar{x}}$ (eq. 4) e deviazione standard della media, $\sqrt{s^2}$ (eq. 5) per ciascun gruppo di dati analitici.
8.	Determinare lo IC per ciascuna sostanza chimica di interesse (eq. 6). Se il limite superiore dello IC è inferiore alla concentrazione limite, si può ritenere che la concentrazione della sostanza sia inferiore al valore limite di legge. Nel caso opposto, si ha una prima indicazione di superamento della norma.
9.	Per confermare tale conclusione, è necessario stimare nuovamente il valore di n (qui n_2) dei campioni da prelevare (eq. 8). Per ottenere n_2 , si devono usare i valori nuovi, non quelli preliminari, di \bar{x} e di s^2 e, naturalmente, l'appropriato valore del t di Student.
10.	Ripetere gli stadi 3-7 della procedura finché non venga confermato il superamento o meno dei valori limite stabiliti dalla normativa.

Tabella 3.3 - Schema operativo della procedura software sviluppata per la caratterizzazione di un rifiuto.

3.4 Esempi applicativi

Di seguito vengono riportati alcuni esempi per illustrare il funzionamento delle procedure software.

3.4.1 Messa a punto del piano di campionamento

3.4.1.1 Campionamento casuale sistematico

L'esempio riguarda il parametro analitico piombo. La procedura descritta nel paragrafo 3.2 è stata trasferita su foglio elettronico Excel; l'output standard è riportato nella tabella 3.4.

Questo tipo di campionamento viene illustrato con riferimento all'esempio di un deposito abusivo di rifiuti solidi costituito da scorie, mattoni refrattari e altri materiali derivanti dal processo produttivo di una fonderia di seconda fusione del piombo. In relazione a problemi di smaltimento del rifiuto, è stato effettuato un campionamento preliminare che ha fornito 10 campioni di scoria. Il trattamento statistico dei risultati analitici ha rivelato che (i) il limite di confidenza superiore superava la Concentrazione Limite; pertanto, il rifiuto deve essere considerato tossico-nocivo; (ii) questa conclusione deve essere confermata con un ulteriore prelievo di 37 campioni (riga 16 dell'*output*). Il sito da campionare aveva le seguenti dimensioni: 93 m di lunghezza e 57 m di larghezza (riga 8).

Nel caso preso come esempio, per il prelievo dei 37 campioni è stata determinata una maglia quadrata di lato 11 m (riga 18). Dal confronto fra la griglia a maglie quadrate e quella a maglie triangolari, si può affermare che il campionamento triangolare è più accurato, rispetto a quello quadrato, di un valore pari al 12% (riga 49) se si prende come riferimento la distanza massima, e del 2% (riga 52), se si prende come riferimento la distanza media.

Si ricordi che la maggior accuratezza si riflette nella capacità di rappresentare meglio la composizione media del rifiuto: il confronto avviene perciò a parità di numero di punti di campionamento.

3.4.1.2 Campionamento casuale semplice

Di seguito viene riportato l'*output* della procedura descritta nel paragrafo 3.2 (tabella 3.5) e trasferita su foglio elettronico Excel, applicata allo stesso esempio utilizzato per illustrare il campionamento casuale sistematico.

Si noti che il confronto fra la griglia a numerazione casuale e la griglia a numerazione sistematica rivela, forse inaspettatamente, che con l'estrazione attuale di numeri casuali nello schema casuale esistono ampie zone non coperte da punti di prelievo (evidenziati dal bordo della cella in grassetto), mentre nello schema sistematico (celle ombreggiate) si ha una distribuzione omogenea dei punti di campionamento su tutta l'area.

3.4.2 Determinazione della numerosità campionaria

L'esempio riguarda il *parametro analitico cadmio*. L'*output* standard della procedura è riportato nella tabella 3.6.

Si noti che gli unici dati di *input* (in grassetto nel tabulato e nel foglio elettronico) sono rappresentati da:

- numero dei campioni analizzati (riga 9 dell'*output*);
- valori delle concentrazioni misurate (riga 11);
- valore del *t* di Student (riga 23);
- concentrazione limite dell'inquinante ammessa dalla normativa (riga 6).

L'*output* è rappresentato da:

- parametri statistici derivanti dall'analisi dei dati;
- numero di campioni da analizzare;
- avvertenza circa l'eventuale superamento della concentrazione limite.

Il numero di campioni da analizzare viene trasferito alla sezione del foglio di lavoro nella quale viene messo a punto il piano di campionamento.

Campionamento casuale sistematico	
1	
2	1 - numero di campioni
3	2 - confronto tra griglia quadrata e rettangolare
4	3 - coordinate dei punti di prelievo
5	
6	<i>Informazioni iniziali (i dati di input sono quelli inseriti in box bordato)</i>
7	Area del sito assimilabile a un rettangolo
8	Base: 93,00 m Altezza: 57,00 m
9	Area del sito da campionare: 5301,00 mq
10	
11	
12	
13	<i>Campionamento su maglie quadrate</i>
14	
15	
16	N. campioni richiesti: 37
17	Valore tentativo iniziale del lato della maglia (= radice quadrata dell'area sito / 10): 7
18	Lato: 11,00 m
19	
20	<i>Confronto maglie quadrate/maglie triangolari</i>
21	
22	Numero di maglie (area sito diviso per lato al quadrato): 43,81
23	Numero di punti di campionamento (= n. maglie): 44
24	Area di ciascuna maglia quadrata: 121,00 mq
25	Distanza massima dei punti dal punto rappresentativo:
26	D-Max è 0,7071 x lato: 7,78 m
27	

(segue)

Campionamento casuale sistematico	
1	
27	
28	Distanza media dei punti dal punto rappresentativo:
29	D-Med è 0,383 x lato: 4,21 m
30	
31	<i>Campionamento su maglie triangolari:</i>
32	
33	NB: valore tentativo iniziale dell'area della maglia esagonale (= maglia quadrata): 121.000
34	Area: 121,00 mq
35	Lato del triangolo (RADQ (area)/0,86602): 11,82 m
36	
37	Numero di maglie (area sito diviso per area della maglia): 43,81
38	Numero di campionamenti (= n. maglie)/44
39	
40	Distanza massima dei punti dal punto rappresentativo:
41	D-Max è 0,5774 x lato: 6,83 m
42	
43	Distanza media dei punti dal punto rappresentativo:
44	D-Med è 0,351 x lato: 4,15 m
45	
46	<i>Accuratezza del campionamento:</i>
47	
48	Il campionamento triangolare è più accurato rispetto a quello quadrato
49	Prendendo come base D-Max: 12%
50	
51	Il campionamento triangolare è più accurato rispetto a quello quadrato
52	Prendendo come base D-Med: 2%

Tabella 3.4 - Output della procedura per la messa a punto di un piano di campionamento casuale sistematico.

origine		Campionamento casuale semplice																																								generatore di numeri casuali = CASUALE () * 400	
		Griglia a maglia rettangolare - individuazione delle maglie di campionamento																																									
0		ordinate, metri																																									
		3	6	9	11	14	17	20	23	26	29	31	34	37	40	43	46	48	51	54	57																						
5	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20																					342	180	
9	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40																					271	206	
14	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52	53	54	55	56	57	58	59	60																					391	142	
19	61	62	63	64	65	66	67	68	69	70	71	72	73	74	75	76	77	78	79	80																					224	152	
23	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	100																					142	79	
28	101	102	103	104	105	106	107	108	109	110	111	112	113	114	115	116	117	118	119	120																					31	124	
33	121	122	123	124	125	126	127	128	129	130	131	132	133	134	135	136	137	138	139	140																					163	59	
37	141	142	143	144	145	146	147	148	149	150	151	152	153	154	155	156	157	158	159	160																					31	370	
42	161	162	163	164	165	166	167	168	169	170	171	172	173	174	175	176	177	178	179	180																					163	277	
47	181	182	183	184	185	186	187	188	189	190	191	192	193	194	195	196	197	198	199	200																					380	6	
51	201	202	203	204	205	206	207	208	209	210	211	212	213	214	215	216	217	218	219	220																					209	226	
56	221	222	223	224	225	226	227	228	229	230	231	232	233	234	235	236	237	238	239	240																					236	138	
60	241	242	243	244	245	246	247	248	249	250	251	252	253	254	255	256	257	258	259	260																					143	89	
65	261	262	263	264	265	266	267	268	269	270	271	272	273	274	275	276	277	278	279	280																					226	301	
70	281	282	283	284	285	286	287	288	289	290	291	292	293	294	295	296	297	298	299	300																					29	162	
74	301	302	303	304	305	306	307	308	309	310	311	312	313	314	315	316	317	318	319	320																					231	273,55	
79	321	322	323	324	325	326	327	328	329	330	331	332	333	334	335	336	337	338	339	340																					88	7,3505	
84	341	342	343	344	345	346	347	348	349	350	351	352	353	354	355	356	357	358	359	360																					271	312,26	
88	361	362	363	364	365	366	367	368	369	370	371	372	373	374	375	376	377	378	379	380																					62	323,11	
93	381	382	383	384	385	386	387	388	389	390	391	392	393	394	395	396	397	398	399	400																					324	356,42	
numero di punti di campionamento:																																										286	223,25
n =	40	1	4	4	3	0	4	1	1	1	4	1	1	1	0	0	2	1	1	2																					2	2	

Tabella 3.5 - Output della procedura per la messa a punto di un piano di campionamento casuale semplice.

	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S	T
1	Campionamento										
2											
3	Numero di campioni (semplici o composti) da prelevare										
4	(= numerosità campionaria)										
5	Sostanza analizzata:										
6	Concentrazione limite										
7	<i>Fase 1: campionamento preliminare</i>										
8											
9	Numero campioni prelevati (max 100)										
10	Valori sperimentali (per esempio di concentrazione, mg/kg, mg/L,...)										
11	86	90	98	104							
12											
13											
14											
15											
16											
17											
18											
19											
20											
21	Media aritmetica dei valori di concentrazione preliminari misurati										
22	Gradi di libertà per la distribuzione di Student (T9-1)										
23	Valore del 't' di Student (da tavola dei valori di 't')										
24							$t_{0,20}$				
											94,50
											3
											1,638

(segue)

	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S	T
1	Campionamento										
7	<i>Fase 1: campionamento preliminare</i>										
25	Varianza del campione (s ^2):										
26	Quadrato dei valori di concentrazione misurati:										
27	7396	8100	9604	10816	0	0	0	0	0	0	0
28	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
29	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
31	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
32	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
33	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
34	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
35	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
36	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
37	Somma dei quadrati dei valori preliminari misurati:										
38	Quadrato della somma dei valori										
39	Numeratore della varianza = T37 - T38 / T9										
40	Denominatore della varianza = n. di gradi di libertà (T9 - 1)										
41											
42	Media e varianza sono uguali se differiscono (in + o in -) solo del (LT) 2,50%										
43	e in valore assoluto del: A = LT* varianza										
44	B = varianza - A										
45	C = varianza + A (il confronto fra media e varianza fornisce le conclusioni circa il tipo di distribuzione):										
											65
											35916
											142884
											195
											3
											2,50%
											1,625
											63
											67

(segue)

	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S	T
1	Campionamento										
7	<i>Fase 1: campionamento preliminare</i>										
46	Distribuzione normale - mantenere invariati i dati di concentrazione										
47											
48	Scarto quadratico medio = deviazione standard (rad. quad. varianza, T25)										
49	Errore standard (= deviazione standard T48/rad. quad. T9)										
50	Coefficiente di variazione ovvero dispersione = T48/T21										
51	Coefficiente di dispersione pesato per il n. di campioni T50/T9										
52	Limite di confidenza superiore per la media della popolazione										
53	Limite di confidenza inferiore per la media della popolazione										
54											
55	Concentrazione limite, per esempio mg XX/kg										
56	Scostamento (errore = concentrazione limite - media, T55-T21)										
57	Numero di campioni da prelevare = $(T23^2 * T25) / T56^2$										
58	n, arrotondato all'intero più vicino										
59											
60											
61	Fase 1: campionamento preliminare terminato										
62											
63	Confr. lim. conf. sup. <= conc. limite:										
64	Concentrazione limite superata, ulteriori campioni da prelevare										
65	Numero 'n1' di campioni da prelevare										
											6

(segue)

	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S	T
1	Campionamento										
122	<i>Fase 2: primo campionamento statistico</i>										
123											
124	Numero di campioni prelevati (max 100)										
125	Valori sperimentali (per esempio di concentrazione, mg/kg, mg/i, ...)										
126	89	90	87	96	93	113					6
127											
128											
129											
130											
131											
132											
133											
134											
135											
136	Media aritmetica dei valori di concentrazione misurati										
137	Gradi di libertà per la distribuzione di Student (T124-1)										
138	Valore del 't' di Student (da tavola dei valori 't')										
139							$t_{0,20}$				1,476
140	Varianza del campione (s²):										
141	Quadrato dei valori di concentrazione misurati:										
142	7921	8100	7569	9216	8649	12769	0	0	0	0	0
143	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
144	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

(segue)

	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S	T
1	Campionamento										
122	<i>Fase 2: primo campionamento statistico</i>										
140	Varianza del campione (s²):										
141	Quadrato dei valori di concentrazione misurati:										
142	7921	8100	7569	9216	8649	12769	0	0	0	0	90,67
145	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
146	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
147	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
148	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
150	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
151	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
152	Somma dei quadrati dei valori misurati:										
153	Quadrato della somma dei valori										
154	Numeratore della varianza = T152-(T153/ T124)										
155	Denominatore della varianza = numero di gradi di libertà (T124 - 1)										
156											
157	Media e varianza sono uguali se differiscono (in + o in -) solo del (LT): 2,50%										
158	e in valore assoluto del: A = LT* varianza										
159	B = varianza - A										
160	C = varianza + A (il confronto fra media e varianza fornisce le conclusioni circa il tipo di distribuzione):										
161	Distribuzione normale - mantenere invariati i dati di concentrazione										
162											
163	Scarto quadratico medio = deviazione standard (rad. quad. varianza, T140)										
164	Errore standard (= deviazione standard T163/rad. quad. T124)										
											93
											2,50%
											2,27
											88
											93
											54224
											322624
											453,33
											5

(segue)

	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S	T
1	Campionamento										
122	<i>Fase 2: primo campionamento statistico</i>										
165	Coefficiente di dispersione = $T163/T136$										
166	Coefficiente di dispersione pesato per il n. di campioni $T165/T124$										
167	Limite di confidenza superiore per la media della popolazione $T136 + T138 * T164$										
168	Limite di confidenza inferiore per la media della popolazione										
169											
170	Concentrazione limite, per esempio mg XX/kg										
171	Scostamento (errore = concentrazione limite - media, $T170-T136$)										
172	Numero di campioni da prelevare $= (T138^2 * T140) / T171^2$										
173	n, arrotondato all'intero più vicino										
174	Fase 2: primo campionamento statistico terminato										
175											
176	Confr. lim. conf. sup. <= conc. limite: Concentrazione limite superata, ulteriori campioni da prelevare										
177	Numero minimo di campioni addizionali da prelevare										
178	Numero ulteriore di campioni disponibili										
179											
180	Numero totale di campioni da analizzare nella Fase 3										
181											
182											

(segue)

	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S	T
1	Campionamento										
183	<i>Fase 3: secondo campionamento statistico</i>										
184											
185	Numero di campioni finali prelevati (max 100)										
186	Valori sperimentali (per esempio di concentrazione, mg/kg, mg/L, ...)										
187	89	90	87	96	93	113	93	90	91		
188											
189											
190											
191											
192											
193											
194											
195											
196											
197	Media aritmetica dei valori di concentrazione misurati										
198	Gradi di libertà per la distribuzione di Student (T185-1)										
199	Valore del 't' di Student (da tavola dei valori 't')										
200							$t_{0,20}$				
201	Varianza del campione (s^2):										
202	Quadrato dei valori di concentrazione misurati:										
203	7921	8100	7569	9216	8649	12769	8649	8100	8281	0	
204	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
205	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
											93,56
											8
											1,397
											60,03

(segue)

	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S	T
1	Campionamento										
183	<i>Fase 3: secondo campionamento statistico</i>										
201	Varianza del campione (s²):										
202	Quadrato dei valori di concentrazione misurati:										
206	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	60,03
207	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
208	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
209	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
210	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
211	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
212	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
213	Somma dei quadrati dei valori misurati:										
214	Quadrato della somma dei valori										
215	Numeratore della varianza = T213-(T214/T185)										
216	Denominatore della varianza = numero di gradi di libertà (T185 - 1)										
217											
218	Media e varianza sono uguali se differiscono (in + o in -) solo del (LT): 2,50%										
219	e in valore assoluto del: A = LT* varianza										
220	B = varianza - A										
221	C = varianza + A (il confronto fra media e varianza fornisce le conclusioni circa il tipo di distribuzione):										
222	Distribuzione normale - mantenere invariati i dati di concentrazione										
223											
224	Scarto quadratico medio = deviazione standard (rad. quad. varianza, T201)										
225	Errore standard (= deviazione standard T224/rad. quad. T185)										

(segue)

	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S	T
1	Campionamento										
122	<i>Fase 3: secondo campionamento statistico</i>										
226	Coefficiente di dispersione = $T224/T197$										
227	Coefficiente di dispersione pesato per il n. di campioni $T226/T185$										
228	Limite di confidenza superiore per la media della popolazione $T197+T199*T225$										
229	Limite di confidenza inferiore per la media della popolazione										
230											
231	Concentrazione limite, per esempio mg XX/kg										
232	Scostamento (errore = concentrazione limite - media, $T231-T197$)										
233	Numero di campioni da prelevare = $(T199^2*T201)/T232^2$										
234	n, arrotondato all'intero più vicino										
235											
236											
237	Fase 3: secondo campionamento statistico terminato										
238											
239	Confr. lim. conf. sup. <> conc. limite: La concentrazione limite non viene superata										
240	Numero di campioni addizionali da prelevare: 0										
241											

Tabella 3.6 - Output della procedura per la determinazione della numerosità campionaria.

Fase 1

Un gruppo di analisi preliminari, condotte su un rifiuto per il quale è stata accertata l'assenza di eterogeneità chimica per stratificazione di componenti, ha fornito i seguenti valori di concentrazione del cadmio: 86, 90, 98, 104 mg/kg (riga 11).

Per questo gruppo preliminare, il *passaggio 1* della procedura riportata nella *tabella 3.3* fornisce in sequenza le principali grandezze statistiche di interesse:

- a) Media aritmetica dei valori misurati (riga 21)
- b) Termini necessari per calcolare la varianza:
 - quadrato dei valori di concentrazione (riga 27);
 - somma dei quadrati dei valori (riga 37);
 - quadrato della somma dei valori misurati (riga 38);
 - numero di gradi di libertà (riga 22).
- c) La varianza (riga 25)

Passaggio 2 della procedura (*tabella 3.3*). Sulla base delle stime preliminari di \bar{x} e di s^2 , dell'informazione che la distribuzione dei valori di concentrazione è normale, nota la Concentrazione Limite della sostanza indagata (100 mg/kg, riga 6) e noto infine il valore 't' di Student, si ricava il numero di campioni da prelevare nella prima campagna di campionamento, che risulta pari a 5,77, arrotondato a 6 (n_1 , riga 58).

La procedura fornisce inoltre lo scarto quadratico medio (riga 48), l'errore standard (riga 49), il coefficiente di dispersione pesato per il numero di campioni analizzati (riga 51) e, infine, i limiti di confidenza (righe 52-53). Si noti che questi campionamenti preliminari, *non* effettuati con uno schema casuale (griglia), indicano che il limite superiore di confidenza, e quindi la concentrazione della sostanza, superano il valore limite. Se l'esame venisse limitato a questi dati, il rifiuto dovrebbe essere classificato come tossico-nocivo.

Fase 2

Passaggio 3 (*tabella 3.3*): Con lo schema di prelevamento casuale (griglia di numerazione delle unità da campionare) sono stati prelevati 6 campioni nuovi, ossia tutti diversi dai precedenti, aventi le maggiori dimensioni possibili; le analisi hanno fornito i seguenti valori di concentrazione: 89, 90, 87, 96, 93, 113 mg/kg di rifiuto (*passaggio 4*, riga 126).

Da questi valori, con una sequenza di calcoli analoga alla precedente, sono state ottenute le grandezze statistiche di interesse (*passaggio 5*): media 94,67 (riga 136); varianza 90,67 (riga 140); scarto quadratico medio (deviazione standard) 9,52 (riga 163); errore standard 3,89 (riga 164). Si noti che il valore della media è maggiore della varianza, indicando che i valori di concentrazione sono distribuiti in modo normale. Si può perciò applicare direttamente la sequenza di calcoli riportata di seguito.

Con il *passaggio 6* è stato inoltre determinato il valore dell'intervallo di confidenza (righe 167-168):

$$IC = \bar{x} \pm t_{0,20} s\bar{x} = 94,67 \pm (1,476)(3,89) = 94,67 \pm 5,74$$

A questo valore di IC corrisponde un limite superiore di 100,40: anche sulla base di questo risultato il rifiuto dovrebbe essere classificato come tossico-nocivo.

Infine, con il *passaggio 7* è stato calcolato il numero effettivo di campioni indicato come necessario da questa campagna di prelievi, condotta con criteri statistici: il numero è 7 (n_7 , riga 173) e non 6, come ricavato dall'analisi sui dati preliminari.

Fase 3

L'analisi di questo ulteriore campione, accompagnata da quella di altri due campioni supplementari prelevati per l'opportuno affinamento della trattazione statistica, ha fornito i valori 93, 90 e 91 mg/kg di rifiuto (riga 187). Con questi valori aggiunti, si hanno le seguenti diminuzioni: valore medio 93,56 (riga 197); varianza da 90,67 a 60,03 (riga 201); scarto quadratico medio da 9,52 a 7,75 (riga 224); limite di confidenza superiore da 100,4 a 97,16 (riga 228). Di conseguenza, la conclusione, statisticamente fondata, è che la concentrazione limite imposta dalla normativa non viene superata e il rifiuto deve essere classificato come non tossico-nocivo.

È interessante osservare che anche prelevando un solo campione in più, come strettamente richiesto dalla statistica e ammettendo che questo campione sia quello nel quale è stata misurata la concentrazione più elevata di cadmio (93 mg/kg), le conclusioni sopra riportate non verrebbero modificate, neanche se il limite di confidenza superiore si portasse appena al di sotto del valore ammesso (99,17 rispetto a 100). In questi casi, lo sperimentatore dovrebbe senz'altro essere indotto ad aumentare il numero di campioni analizzati.

A conclusione di questo esempio, si può affermare che è possibile raggiungere un risultato corretto solo con una campagna di prelievi condotti secondo criteri compiutamente validi sotto il profilo statistico. Si noti che neanche la fase 2 del campionamento, pur essendo statisticamente (ma solo parzialmente) fondata, aveva consentito di raggiungere il risultato corretto.

3.5 La mobilità degli inquinanti e le prove di cessione

La conoscenza delle proprietà generali dei rifiuti, in particolare la loro composizione chimica, e delle quantità di sostanze pericolose che questi materiali possono cedere consente di stabilire in quale tipo di discarica possono essere conferiti e di fare valutazioni sulla pericolosità di una discarica abusiva e sulla necessità di un intervento di bonifica.

Infatti, il rischio deriva dalla possibilità che un contaminante possa entrare nel ciclo ambientale quando venga sottoposto a una sollecitazione quale, per esempio, il dilavamento da parte delle acque piovane che tendono ad assumere caratteristiche sempre più acide e, quindi, maggiore capacità solvente. Questo problema diviene particolarmente rilevante nel caso delle discariche abusive, per le quali non è stata prevista nessuna misura preventiva di protezione. Diventa necessario, quindi, valutare la concentrazione dei contaminanti presenti, individuare indici di pericolosità (per esempio, quelli ricavabili dalle prove di cessione in laboratorio) e verificare l'eventuale presenza di un inquinante nelle acque di falda e nei terreni circostanti. La conoscenza di questi parametri chimici costituirà uno degli elementi necessari per l'assunzione di decisioni rispetto agli interventi di bonifica.

3.5.1 La mobilità degli inquinanti nel suolo e nella vegetazione

Il rischio per l'ambiente generato da una discarica abusiva non è localizzato nel sito ma, a causa della solubilizzazione degli inquinanti nelle acque e del continuo dilavamento provocato dalla pioggia, si estende in genere su una zona più vasta, che include le acque di falda e/o superficiali e i terreni circostanti; questi ultimi possono essere interessati per effetto del trasporto di polveri, per lo sversamento dei rifiuti e, eventualmente, per il loro successivo trasporto in atmosfera.

Il meccanismo predominante nel processo di trasporto di contaminanti nell'ambiente è costituito dai processi di adsorbimento e desorbimento di sostanze organiche e inorganiche sul suolo. I numerosi studi condotti hanno consentito lo sviluppo di modelli previsionali della mobilità delle sostanze nel suolo che tengono conto delle differenti caratteristiche del mezzo.

Il rischio potenziale legato a una discarica abusiva può divenire ancor più elevato se le sostanze mobili nel terreno vengono assorbite dalle radici delle piante e, passando nelle foglie e nei frutti, entrano nella catena alimentare.

3.5.1.1 Mobilità nel suolo

La fase solida del suolo, costituita essenzialmente da componenti di differente granulometria e composizione chimica (silice, silicati, ossidi metallici) e da quantità minori di sostanze organiche naturali, presenta un eccesso di cariche negative fisse ed è in stretto contatto con l'acqua, che essendo un solvente polare, è in grado di mantenere in soluzione sostanze ioniche polari o polarizzabili che possono interagire con le cariche superficiali del terreno stesso. In queste condizioni, si stabilisce un potenziale di superficie che è responsabile sia della distribuzione di sostanze organiche, di cationi e anioni tra la fase liquida e il terreno stesso e, quindi, dei processi di adsorbimento e di desorbimento (Bowden, 1977). La quantità di sostanza adsorbita dipende dal tipo di componenti il suolo: i materiali argillosi hanno proprietà adsorbenti maggiori rispetto a quelli sabbiosi ma minori rispetto agli ossidi e alle sostanze organiche. Per esempio, Mc Laren (Mc Laren 1973, Mc Laren 1983, Mc Laren 1986), ha dimostrato che l'adsorbimento del cobalto aumenta notevolmente passando dalla caolinite, alla montmorillonite, all'acido umico e agli ossidi ferrici e di manganese; un analogo ordine di capacità adsorbente è stato osservato, da Brümmer (1988) e Mc Kenzie (1980), anche per altri ioni metallici.

A parità di sostanza adsorbente, sono state osservate sequenze di adsorbimento caratteristiche per gli ioni metallici: per esempio, Mc Kenzie (1980) ha evidenziato il seguente ordine decrescente sulla goethite: $Cu > Pb > Zn > Co > Ni > Mn$.

I metalli, d'altra parte, non sono fissati permanentemente al terreno; variazioni di parametri chimici e biologici possono provocare una loro mobilitazione e, quindi, una diffusione dell'inquinante verso il sistema acqua.

La solubilità, la mobilità e la biodisponibilità dei metalli legati al suolo possono variare per effetto di quattro principali fattori:

- *pH delle acque.* L'abbassamento del pH delle acque di dilavamento, provocato dalle piogge acide, causa una maggiore mobilità dei metalli che può avere come conseguenza un'indesiderabile tossicità delle acque potabili, un'alterata crescita e riproduzione di organismi acquatici e, inoltre, un aumento del percolamento di nutrienti dal suolo che può provocare riduzione della fertilità;

- *concentrazione salina*. Un aumento della concentrazione salina determina una competizione per i siti di adsorbimento sulle superfici solide del terreno, con conseguente diminuzione dell'adsorbimento dei metalli sul suolo;
- *agenti complessanti*. L'aumento di agenti leganti sia naturali (acidi fulvici) che sintetici (NTA dai detersivi) provoca la formazione di complessi solubili con i metalli in tracce che, in loro assenza, sarebbero adsorbiti dal materiale solido. L'azione dei complessanti dipende dalla loro concentrazione, dal pH, dalla distribuzione dei metalli in tracce e dalla competizione con altri cationi;
- *stato di ossidazione (speciazione) del metallo*. Il mutamento delle condizioni redox dell'ambiente, determinato per esempio dalla deposizione sul terreno di materiali enossici inquinanti, causa una diminuzione dello stato di ossidazione del metallo con conseguente variazione della sua solubilità.

Nei processi di adsorbimento è particolarmente importante la frazione di sostanza organica naturalmente presente nel suolo (acidi umici); alcuni autori ritengono che la frazione organica sia l'agente adsorbente più importante (Buffle, 1984). Nelle situazioni pratiche però, benché l'adsorbimento di sostanze inorganiche e organiche non ioniche sugli acidi umici sia maggiore rispetto all'adsorbimento su matrici inorganiche anche argillose, l'effetto di queste ultime è, in genere, quantitativamente più importante perché la concentrazione degli acidi umici nei terreni è limitata, variando dallo 0 a circa il 5%. Si deve tener presente, inoltre, che l'effetto di scambio degli acidi umici, macromolecole con gruppi ionizzabili di differente forza, è fortemente influenzato dal pH e dalla salinità del mezzo; inoltre, le frazioni a peso molecolare inferiore (acidi fulvici), abbastanza solubili in acqua, agiscono prevalentemente da mobilizzanti del materiale inorganico. Fenomeni di coagulazione delle argille, dipendenti dalle concentrazioni di acido umico e in genere di macromolecole, possono contribuire a complicare ulteriormente il processo di adsorbimento sulle argille stesse (Tombacz, 1990). La sostanza umica, per la massima parte concentrata su minerali argillosi, è presente sotto forma di gel sulle superfici dei granuli di quarzo, anche se in minore concentrazione (Gotze, 1991).

Gli studi dei singoli contributi, quali natura del suolo, parametri chimici e presenza degli acidi fulvici e umici, sull'adsorbimento sono condotti su suoli sintetici a composizione controllata e si basano sulla valutazione delle isoterme di adsorbimento della sostanza di interesse e delle loro variazioni in funzione di parametri chimici, quali pH, forza ionica delle soluzioni e presenza di complessanti.

Per le sostanze organiche, la conoscenza dei processi di adsorbimento e desorbimento è meno sistematica, anche a causa del loro numero elevato e del diverso comportamento in presenza di sostituenti differenti sulla molecola di base. L'adsorbimento sui terreni è in genere legato alla loro polarità e può essere influenzato anche dal pH e dalla salinità del mezzo. Inoltre, la variazione della loro concentrazione per effetto di processi di biodegradazione rende ancor più complicata la formulazione di modelli previsionali per la valutazione dell'accumulo o della mobilizzazione su campioni reali.

Lo sviluppo di modelli previsionali dei processi di mobilizzazione di sostanze inorganiche è invece facilitato dall'ampia conoscenza degli equilibri chimici in soluzione e in sistemi eterogenei acquoso-solido e dagli studi, sempre più estesi, dell'adsorbimento su sabbie e su materiali argillosi (che sono i due costituenti di opposte proprietà

a livello di permeabilità e capacità di adsorbimento dei terreni). In particolare, la maggior parte della letteratura esistente riguarda lo studio sistematico dell'adsorbimento di metalli su terreni in presenza di sostanze organiche naturali: tra questi, sono particolarmente interessanti i lavori di Guy (1975) e di Buffle (1984), che hanno studiato la risolubilizzazione della sostanza inorganica adsorbita per effetto della presenza di un complessante in soluzione.

Uno studio sull'adsorbimento di vanadio penta e tetraivalente sulla montmorillonite (Soldi, 1992) ha evidenziato che l'adsorbimento aumenta in presenza di concentrazioni relativamente basse di acido fulvico e diminuisce in presenza di concentrazioni elevate. L'interpretazione è che, essendo per la maggior parte disciolto, l'acido fulvico complessa il vanadio desorbendolo dall'argilla; in queste condizioni si verifica anche una parziale riduzione del vanadio pentavalente a tetraivalente.

Prove sperimentali possono essere anche eseguite su terreni o discariche con i lisimetri: l'analisi del percolato ottenuto dalla lisciviazione con le acque piovane dà un'indicazione della reale mobilitazione del materiale esaminato nel tempo.

3.5.1.2 Mobilità nella vegetazione

Il trasferimento dei metalli dal suolo alle radici delle piante dipende da:

- quantità di metallo totale presente nel suolo (di origine naturale e/o antropogenica);
- frazione accessibile alle radici delle piante;
- capacità delle piante di trasferire il metallo attraverso l'interfaccia suolo-radice.

Un elemento è accessibile alle piante quando si trova in una determinata forma chimica: è maggiormente disponibile se è allo stato ionico in soluzione o in complessi solubili; quando è legato saldamente alla struttura del solido (per esempio, nel reticolo cristallino dei minerali rocciosi) o fortemente adsorbito dal terreno è invece meno disponibile. Per i metalli in soluzione, la speciazione è di grande rilevanza nella valutazione della tossicità e della maggiore o minore permeabilità del metallo per le membrane vegetali: infatti, questi effetti variano a seconda che il metallo si presenti come metallo libero, in complessi inorganici e organici, labili e stabili. Le tecniche maggiormente utilizzate per la determinazione della speciazione sono la voltammetria di *stripping*, la differenziazione mediante resine, la dialisi, le misure con elettrodi ione-selettivi (Florence, 1977).

La superficie della radice deve essere considerata un legante attivo, con caratteristiche che variano in funzione della specie di piante e del tipo di elemento assorbito, e non un setaccio passivo e inerte. La capacità di scambio cationico è una proprietà delle radici che può essere valutata con buona riproducibilità (Crooke, 1964); questa capacità è influenzata dagli essudati delle radici stesse. Oltre ai processi biochimici di trasferimento dei metalli attraverso le pareti cellulari della radice occorre quindi tener presente anche i possibili processi di dissoluzione, chelazione e precipitazione all'esterno dell'apparato radicale. Di conseguenza è molto difficile prevedere la frazione di metallo, presente nel suolo, disponibile alle radici; a oggi, non esistono metodi che consentano una misura quantitativa diretta. Inoltre, l'interpretazione dei risultati delle analisi chimiche sui vegetali è resa complessa da molti fattori, tra i quali la differente capacità delle varie specie di estrarre un dato elemento da un determinato terreno. In genere, si tenta di stabilire una relazione empirica tra il contenuto dell'elemento

specifico nella pianta e la quantità che può essere estratta dal terreno utilizzando opportuni reagenti scelti sulla base di un compromesso fra potere estraente della radice e limiti di rilevabilità della tecnica analitica (Crooke, 1964). In alcuni casi può essere utile una soluzione relativamente aggressiva quale HCl 1 M o una soluzione acida di ossalato d'ammonio; in altri casi, può essere necessario l'attacco meno drastico con acetato d'ammonio a pH 4.8 (Cox, 1972) oppure l'azione medio-forte dell'acqua.

Un altro parametro importante, che può influenzare l'adsorbimento, è il pH del suolo; alcuni metalli sono più disponibili alle piante a pH leggermente acido (per esempio, Co, Mn e Ni), altri a pH leggermente basico (per esempio, Mo e Se). A parità di pH, l'assorbimento è fortemente influenzato dalle sostanze organiche presenti nel terreno. Anche lo stato di drenaggio del suolo è importante per valutare l'adsorbimento di metalli da parte delle piante: nei terreni poco permeabili, la frazione di metallo adsorbibile dalla pianta è in genere superiore rispetto a quella in terreni molto permeabili (Berrow, 1980).

I principali fattori che possono influenzare l'adsorbimento di elementi dal suolo sono:

- capacità di trattenimento dell'acqua nel suolo;
- capacità di scambio ionico;
- pH del suolo;
- presenza di sostanze organiche;
- attività batterica, che dipende fortemente dal tipo di sostanza organica e, in particolare, dal rapporto C/N.

Bisogna sottolineare anche che la quantità di metallo adsorbita da una determinata specie vegetale varia in funzione dello stato vegetativo e delle differenti parti della pianta.

L'elevata concentrazione di specie metalliche in un suolo, determinata per esempio dalla presenza di ammassi di rifiuti o da deposizioni umide e secche, può causare danni evidenti per alcuni tipi di piante, alterandone la crescita e il regolare sviluppo delle radici: le sostanze tossiche possono variare la permeabilità delle membrane cellulari per formazione di anti-metaboliti, per reazione con metaboliti essenziali o per parziale sostituzione di metallo-ioni essenziali. Queste alterazioni visibili, associate anche a una valutazione chimica della quantità di metalli tossici accumulati nella pianta, possono fornire un indice del possibile inquinamento di un suolo, oltre che essere una base per lo studio della tolleranza dei vegetali alle sostanze inorganiche.

	Idrocarburi (µg/L)
<i>Normativa italiana</i>	
Acque potabili (DPR 236/88)	10 (CMA)
<i>Normative internazionali</i>	
Acque sotterranee (lista olandese "A C")	50 (A)/600 (C) ⁽¹⁾
Acque sotterranee (Criterio Washington DC)	1000

⁽¹⁾ Concentrazioni dei contaminanti in falda rilevate a una profondità di 1 m e mediate su un'area di 100 m²; (A), concentrazione di fondo; (C), concentrazione limite.

Tabella 3.7 - Limiti relativi agli idrocarburi nelle acque di falda previsti da alcune normative.

3.5.2 Concentrazione limite nelle acque di falda e nei terreni

Non esistono in Italia normative definite e specifiche sui limiti da applicarsi alle acque di falda e ai terreni. Le concentrazioni limite per le acque di falda sono generalmente ricavate, almeno per i parametri chimici, da quelle del DPR 236/88 sulle acque potabili; alcune Regioni hanno già deliberato in questo senso (esempio: la Regione Toscana (1994) - LR 12 maggio 1993, n. 29: "Criteri di utilizzo di aree inquinate soggette a bonifica; GU della Repubblica Italiana n. 10 del 12 marzo 1994). La situazione è diversa in altri Paesi: i limiti per le acque sotterranee, riportati in *tabella 3.7*, sono ben superiori a quelli italiani per le acque potabili.

Per i terreni si è fatto riferimento alle linee guida di altri Paesi, in particolare a quelle olandesi del 1993 e a quelle canadesi. In Italia il compito di stabilire le linee guida per gli standard della qualità dei suoli è stato demandato alle Regioni. Questo argomento è trattato in dettaglio nel Volume "Criteri per la valutazione della qualità dei suoli", al quale si rimanda.

3.5.3 Il significato dei test di eluizione

Il percolato è uno dei due "prodotti" (l'altro è il biogas) delle reazioni che avvengono nelle discariche, in particolare di rifiuti solidi urbani. Per tutta una serie di motivi anche normativi, che qui non vengono discussi, è importante avere informazioni sulle caratteristiche del percolato che si può formare da tipologie diverse di rifiuti.

Questa previsione è tutt'altro che facile perché il percolato è il risultato di una serie complessa di degradazioni biologiche causate da microrganismi, di processi fermentativi aerobici e anaerobici, di processi chimici e fisici, di dilavamento ecc.

Una previsione basata soltanto su alcuni di questi fattori può essere effettuata sulla base delle informazioni ottenute dai "test di eluizione". Anche la messa a punto di prove di eluizione (*leaching*) significative è tutt'altro che semplice, come dimostrato dai numerosi lavori di ricerca pubblicati nella letteratura internazionale.

Il problema principale affrontato in questa parte del testo riguarda quindi i criteri di scelta di un test di eluizione in laboratorio che consenta una ragionevole previsione delle caratteristiche del percolato in discarica, nei termini prima specificati.

Il problema di un test di laboratorio che possa essere assunto come modello rappresentativo del futuro comportamento di un rifiuto in discarica non è certamente nuovo: in Italia è stato affrontato sia nelle normative regionali antecedenti l'emanazione del DPR 915/82 e delle deliberazioni attuative, sia nelle deliberazioni stesse.

Già da qualche tempo sono state avanzate serie obiezioni ai saggi ufficiali previsti nella normativa italiana. Anche se la ricerca è stata effettuata prima dell'emanazione del D. lgs 5 febbraio 1997, n.22, i problemi evidenziati sono tuttora attuali.

Il problema di una adeguata caratterizzazione chimica dei rifiuti si era già presentato non tanto per la classificazione dei rifiuti stessi, quanto per la individuazione della tipologia di discarica nella quale certi tipi di rifiuti possono essere smaltiti. Infatti la deliberazione 27 luglio 1984, in materia di discariche di tipo B (punto 4.2.3.2.) recita: "Sono impianti di stoccaggio definitivo nei quali possono essere smaltiti rifiuti sia speciali che tossici e nocivi, tal quali o trattati, a condizione che non contengano sostanze appartenenti ai gruppi 9 - 20 e 24, 25, 27, 28 dell'allegato al DPR 915/82 in concentrazioni superiori a valori corrispondenti a 1/100 delle ri-

spettive CL determinate ai sensi del par. 1.2 punti 1) e che, sottoposti alle prove di cessione di cui al par. 6.2., diano un eluato conforme ai limiti di accettabilità previsti dalla tabella A della L. 319/76, e successive modifiche, per metalli compresi nell'allegato al DPR 915/82. Se le caratteristiche di permeabilità del suolo danno sufficienti garanzie, ossia se è verificato, attraverso indagini di natura idraulica, geologica e idrogeologica, che lo spessore, la permeabilità e la capacità di ritenzione e adsorbimento degli strati del suolo interposti fra la massa dei rifiuti e le acque, superficiali e di falda, siano tali da preservare le acque medesime dall'inquinamento, possono essere smaltiti in discariche di tipo B anche i rifiuti di cui sopra, il cui eluato superi, sino a un massimo di 10 volte, i sopra indicati limiti della tabella A della L. 319/76.”

Al punto 6.2 la deliberazione rimanda, sia pure in via non definitiva, ai testi elaborati dal CNR-IRSA.

In precedenza, l'allegato 3 al Regolamento Regionale n. 3 della Regione Lombardia, datato 9 gennaio 1982, aveva prescritto un test di eluizione per l'accumulo dei rifiuti speciali nei cosiddetti giacimenti controllati.³ I rifiuti accumulabili in giacimenti, oltre a essere palabili e non gocciolanti, non devono contenere nell'eluato “le sostanze tossiche di cui all'allegato 1 al documento unito alla delibera del Comitato Interministeriale per la tutela delle acque dall'inquinamento, pubblicata in GU 10 gennaio 1981,⁴ oltre i limiti previsti dalla tab. A della legge 10 maggio 1976, n. 319”.

Le liste di parametri ai quali far riferimento per valutare l'accettabilità di un rifiuto sono ovviamente diverse nelle varie normative. La legge e il regolamento regionale lombardo sono antecedenti al DPR 915/82 e relativa deliberazione attuativa; il legislatore regionale ha fatto quindi riferimento a un elenco di sostanze tossiche tratto dalla normativa sulle acque di scarico, elenco che è tuttora valido nell'ambito della normativa sulle acque. Il legislatore nazionale ha invece fatto riferimento all'allegato che riproduce quello dell'allora vigente normativa comunitaria.

Nelle due normative è diverso anche il liquido di eluizione. La normativa regionale lombarda del 1982 ha adottato un test nel quale l'eluente è acqua satura di anidride carbonica; il riferimento modellistico è l'azione dell'acqua piovana percolante nella discarica. La normativa statale (più precisamente, la deliberazione del Comitato interministeriale 14 luglio 1986, in GU n. 183 dell'8 agosto 1986) ha prescritto un test con acido acetico. Il test con soluzione satura di anidride carbonica è stato adottato per impianti di discarica adibiti “esclusivamente allo smaltimento di rifiuti di natura inorganica provenienti da altoforno, da acciaierie, da fonderie di metalli ferrosi, e/o da lavorazioni di marmi o graniti e loro conglomerati” e non interessati da piogge acide, che possono dare reazione di natura diversa da quella prevista dal test alla CO₂.

Per le procedure di esecuzione dei due tipi di test si rimanda alla citata Gazzetta Ufficiale.

³ Nella nomenclatura della Regione Lombardia, i rifiuti speciali comprendevano anche i rifiuti che successivamente sarebbero stati definiti tossici e nocivi; le discariche nelle quali potevano essere smaltiti erano chiamate giacimenti controllati.

⁴ Il documento, del 30 dicembre 1980, definisce i parametri tossici, persistenti e bioaccumulabili; tali parametri sono: arsenico, cadmio, cromo, mercurio, nichel, piombo, rame, selenio, zinco, fenoli, solventi organici aromatici, solventi organici azotati, oli minerali, solventi clorurati, pesticidi clorurati, pesticidi fosforati.

Anche la deliberazione alla base della normativa nazionale induce a ritenere che il riferimento modellistico sia costituito dalle deposizioni acide; in realtà, alla luce della letteratura internazionale e del fatto che fenomeni di formazione di biogas possono aver luogo anche in discariche destinate a rifiuti speciali, e non soltanto in discariche destinate a rifiuti solidi urbani, il corretto riferimento modellistico, per il test all'acido acetico, è la formazione di acidi grassi a catena corta nel percolato di discarica.

Successivamente, i test di eluizione sono stati adottati anche a fini diversi, sempre utilizzando le medesime procedure, ma con tabelle di riferimento differenti. Si vuole qui ricordare solo la loro adozione per verificare l'ammissibilità di scorie di acciaieria da forno elettrico, scorie di fonderia di metalli ferrosi, nonché terre di fonderia di metalli ferrosi derivanti da formatura a verde (Regione Lombardia, Regolamento Regionale n. 1 del 20 giugno 1983) e per ammettere all'uso agricolo vari tipi di materiali compostati.

La Regione Lombardia, richiamando in premessa la LR 94/80 e il DPR 915/82, con deliberazione di Giunta n. V/47636 del 7 febbraio 1994, ha stabilito che l'ammissibilità dei rifiuti speciali e/o tossico-nocivi in discarica di IIa categoria tipo B impermeabilizzata-giacimento controllato è legata al superamento di entrambi i test di eluizione. In particolare, l'eluato del rifiuto sottoposto al test di cessione con acido acetico 0,5 M, "non deve superare il massimo di 10 volte i limiti di accettabilità previsti dalla Tabella A delle legge 319/76, e successive modifiche, per i seguenti metalli: Arsenico, Cadmio, Cromo esavalente, Mercurio, Piombo, Rame e Selenio". L'eluato dello stesso rifiuto, sottoposto al test di eluizione con soluzione satura di anidride carbonica, "non deve superare i limiti previsti dalla tabella A della L. 319/76 per le seguenti sostanze tossiche: Fenoli, Solventi Organici Aromatici, Solventi Organici Azotati, Idrocarburi, Solventi Clorurati, Pesticidi Clorurati e Pesticidi Fosforati".

Con ogni evidenza, la Regione Lombardia ha ritenuto che nessuno dei due test possa essere considerato un adeguato modello del comportamento in discarica per tutta la gamma di sostanze da controllare; la Regione Lombardia ha ritenuto di utilizzare, per i metalli, il più severo test con acido acetico.

3.5.4 Le prove di cessione

Il rilascio di contaminanti da un campione di rifiuti è influenzato da un notevole numero di parametri fisici (dimensione delle particelle, temperatura, modalità del contatto eluente-rifiuto, porosità del campione, proprietà adsorbenti) e chimici (pH, agenti complessanti, cinetica di reazione); prendere in esame singolarmente ciascuno di questi fattori richiederebbe uno sforzo analitico eccessivo.

Pertanto, la via normalmente utilizzata è il ricorso a prove che consentano di valutare la capacità di rilascio di un rifiuto o di un residuo industriale inertizzato sia a breve che a lungo termine.

Sono stati proposti diversi test la cui formulazione dipende dall'obiettivo che si vuole raggiungere, dal tipo di materiale da esaminare (organico, inorganico o misto) e dalla impostazione culturale del ricercatore. Van der Sloot (1991) ha sottolineato l'impossibilità di sviluppare un unico test di eluizione, applicabile a tutte le tipologie di materiali e in ogni diversa condizione. Nel decidere quale test (o quale combinazione di test) sia il più idoneo per il problema specifico, si deve valutare se è più opportuno misurare il massimo rilascio o la quantità che può essere ceduta a breve o a lungo termine.

Le prove di cessione possono essere classificate in tre categorie:

- test che valutano la potenziale lisciviabilità dei contaminanti (EP, TCLP, test di disponibilità);
- test che valutano il rilascio che si verificherebbe nelle condizioni di un ipotetico equilibrio con l'esterno, in un momento futuro non definito (DIN 38414 S4, AFNOR X 31-210, TVA);
- test che valutano il rilascio in funzione del tempo (NVN 2508, NVN 5432, test in colonna, test lisimetrico).

Di seguito viene riportata una breve rassegna dei metodi e, per alcuni casi, una breve descrizione delle principali caratteristiche. Per i dettagli operativi, si rimanda alle pubblicazioni originali.

EP toxicity test e Toxicity Characteristic Leaching Procedure (TCLP) [USA]

L'*EP toxicity test* è stato proposto dall'EPA come saggio utile per la classificazione dei materiali pericolosi. È analogo al test di cessione all'acido acetico, utilizzato in Italia, che verrà descritto in dettaglio nel paragrafo 3.5.5. Inizialmente proposto per simulare le condizioni di percolamento in una discarica di rifiuti urbani, è stato ampiamente utilizzato, anche al di là del suo scopo originale, per ottenere una certa uniformità nei metodi di cessione.

L'EPA ha proposto nel 1990 di sostituire l'*EP toxicity test* con il *TCLP*; questa procedura è utilizzabile per la determinazione della mobilità di contaminanti organici e inorganici in rifiuti solidi, liquidi e multifase; il metodo è applicabile anche per la determinazione della cessione di specie volatili, utilizzando un apposito estrattore (*zero-headspace extractor*).

Il *TCLP* permette di riportare alle condizioni di estrazione di pH 5 anche quei rifiuti che hanno originariamente un pH acido: a tal fine, possono essere utilizzati due diversi tipi di eluenti in funzione dell'alcalinità del rifiuto.

Per questa prova di *leaching*, le condizioni di agitazione della sospensione sono ben specificate, in particolare la rotazione è fissata in 30 giri per minuto (rpm) lungo l'asse longitudinale.

Per la filtrazione si usa una membrana di 0,6-0,8 μm (invece della membrana 0,45 μm del metodo *EP*), prelavata con acido nitrico 1 N.

Le due possibili soluzioni estraenti sono: tampone acido acetico/acetato sodico a pH $4,93 \pm 0,05$; acido acetico, pH $2,88 \pm 0,05$. La scelta della soluzione estraente è fatta in base al pH della sospensione, che si misura ponendo 5 g di campione in 96,5 mL di acqua demineralizzata e lasciando sotto agitazione per 5 minuti: per pH < 5, viene utilizzato il tampone acetato; per pH > 5, si esegue un pretrattamento con 3,5 mL di HCl 1 N a 50°C per 10 min, si misura nuovamente il pH e, a seconda che sia maggiore o minore di 5, si utilizza l'uno o l'altro estraente. La prova di cessione è eseguita su una quantità di campione non inferiore a 100 g, con un rapporto finale solido/liquido uguale a 1/20. Il recipiente tappato è lasciato sotto agitazione per 18 ore, a temperatura di circa 22°C e a 30 rpm.

DIN 38414 S4 [Germania]

Questa procedura è stata sviluppata per valutare la capacità di rilascio di fanghi e sedimenti provenienti dal trattamento delle acque di scarico; il suo impiego è sta-

to esteso e si considera applicabile anche a rifiuti solidi, impasti e fanghi. La procedura è considerata non rappresentativa per la valutazione della cessione in discarica.

Il test, che non comporta un controllo del pH durante la procedura, consente di distinguere i componenti solubili da quelli moderatamente solubili mediante estrazioni successive.

Si trattano 100 g di campione di granulometria inferiore a 10 mm con 1 litro di acqua demineralizzata; si agita il recipiente con movimento circolare, in modo da mantenere il campione in sospensione, per 24 ore.

AFNOR X-31-210 [Francia]

Il test è applicabile solo ai rifiuti solidi. Analogo al metodo DIN, ne differisce soltanto per la granulometria del campione e per la velocità di rotazione: anche in questo caso, mediante estrazioni successive, si possono differenziare le sostanze più solubili da quelle meno solubili.

In un matraccio tappabile da 1,5 litri (\varnothing 100 mm), contenente 1 litro di acqua, si aggiungono 100 g del campione, di granulometria 4 mm; il matraccio tappato è lasciato sotto agitazione per 16 ore, con una rotazione longitudinale a 60 rpm. Si filtra immediatamente su membrana 0,45 μ m; in alternativa, si può usare una centrifuga (>2000 G).

TVA [Svizzera]

Il test si basa sull'estrazione, in ambiente saturo di CO₂, di 100-200 g di campione in acqua (rapporto 1/10) sotto una corrente continua di anidride carbonica, che mantiene il campione in sospensione per 24 ore.

NVN 2508 [Olanda]

Comprende 3 test: test di disponibilità, test in colonna e test in batch.

- *Test di disponibilità (Availability test)*

Lo scopo è valutare la quantità massima di composti lisciviabili nelle condizioni ambientali. La sospensione del materiale finemente macinato (< 125 μ m), nel rapporto acqua/rifiuto pari a 100, è mantenuta a pH4 mediante aggiunte di acido nitrico e lasciata sotto agitazione per 5 ore. Recentemente, il test è stato modificato e include un'estrazione a pH 7 per migliorare l'eluizione delle specie ossoanioniche.

- *Test in colonna*

Il test in colonna, eseguito unitamente a una serie di estrazioni in batch (punto 3), ha lo scopo di simulare il *leaching* dei rifiuti a breve, medio e lungo termine. La quantità ceduta nel tempo può essere ricavata in base alla velocità di flusso della soluzione estraente e all'altezza della colonna. Poiché il test di laboratorio non può simulare la situazione reale della discarica, è necessario prendere in esame fattori come temperatura, modo e durata del contatto con la soluzione estraente, scanalature e solchi del terreno ecc.

Per eseguire il test, la colonna viene riempita con il materiale oggetto di studio e viene fatta percolare acqua demineralizzata a pH 4: il pH dell'eluato dipenderà dalla basicità o acidità del campione.

- *Serie di estrazioni in batch*

Lo scopo è valutare il rilascio di contaminanti a lungo termine (50-500 anni).

Il metodo comporta 5 estrazioni sequenziali sullo stesso campione, con un rapporto eluente/rifiuto pari a 20 in tutti i cicli, con un tempo di contatto di 24 ore per ogni estrazione. Il pH della soluzione eluente iniziale (acqua demineralizzata) è portato a 4 con acido nitrico e non è controllato durante la prova.

Test per un campione monolitico NVN 5432 [Olanda]

I test precedenti non possono essere utilizzati per rifiuti inerti o inertizzati di massa rilevante e compatta.

L'EPA aveva proposto di eseguire la prova di cessione in acido acetico su una parte del campione integro, dopo verifica preliminare dell'integrità superficiale (EPA Method 1310, Structural Integrity Procedure).

Il test olandese, invece, consente di ottenere informazioni sui meccanismi predominanti di eluizione, sui parametri necessari per il calcolo del rilascio a lungo termine e, dalla misura della quantità di un componente "inerte" rilasciato, sulla resistenza della matrice alla penetrazione di una soluzione o alla sua ritenzione.

Per l'esecuzione del test, eseguito senza agitazione per una durata complessiva di 60 giorni, il campione monolitico (in genere, un cilindro con diametro e altezza di 40 mm) viene posto in un recipiente contenente una soluzione acquosa di acido nitrico a pH 4, di volume pari a 5 volte il volume del campione. A intervalli di tempo regolari (1, 2, 4, 8, 16, 32 e 64 giorni), la soluzione di contatto viene analizzata e rinnovata.

I risultati analitici ottenuti nei vari test sono espressi in $\mu\text{g/l}$ di eluente o mg/kg di materiale analizzato.

Uno schema riassuntivo dei metodi descritti, ripreso da Van der Sloot (1991), è riportato nella *tabella 3.8*.

A titolo di esempio, in *tabella 3.9*, è riportato il confronto fra i risultati ottenuti nell'applicazione dei vari test di cessione.

Dalla *tabella 3.9* si ricava che i valori di concentrazione più elevata nell'eluato si ottengono con i test EP, TCLP e con l'Availability test.

È importante considerare che, in aggiunta a questi test di conformità condotti in laboratorio, possono essere eseguiti anche test per la caratterizzazione di base, utili per valutare le proprietà caratteristiche del rifiuto, il rilascio a breve termine e quello a lungo termine. In queste procedure vengono rigorosamente controllati il rapporto eluente/rifiuto (L/S), la composizione della soluzione estraente, alcuni parametri chimici che influenzano il *leaching* (pH, potenziale redox, agenti complessanti) e i parametri fisici. Questi test includono: prove su lisimetri, test in colonna, serie di estrazioni in *batch*, analisi chimiche o test fisici.

Infine, possono essere presi in considerazione test di verifica *on-site*, utilizzati come indagine rapida per confermare che il rifiuto abbia un comportamento simile a quello previsto dai test di laboratorio.

3.5.5 I test di eluizione ufficiali in Italia

In Italia, per le prove di cessione si fa riferimento alle metodiche riportate nel DPR del 10 settembre 1982 n. 915, modificato e integrato dal Comitato Interministeriale con deliberazione del 14 luglio 1986; in particolare, sono descritti due test:

Parametri	USA/Canada		Germania	Francia	Swizzera	Olanda			
	EP	TCLP	DIN S4	X 31-218	TVA	Availability test	Test in colonna	Estrazioni in batch	Test per camp. monolitico
Dimensione del campione	<9,5 m	<9,5 m	<10 mm	<4 mm	frazione solubile	<125 mm	<3 mm	<3 mm	>40 mm
Recipiente	Bottiglia	Contenitore da 2 L	Contenitore da 2 L	Contenitore da 2 L	Bottiglia	Beaker	Colonna Ø 5x20 cm	Bottiglia	Vasca
Eluente	HAc 0,5M pH5	HAc/Ac pH5 o HAc pH3	H ₂ O demin.	H ₂ O demin.	CO ₂ sat.	H ₂ O demin. pH4 (fisso)	H ₂ O demin. pH4 (inz.)	H ₂ O demin. pH4 (inz.)	H ₂ O demin. pH4 (iniz.)
Peso del campione	100 g	100 g	150 g	100 - 200 g	8 g	500 - 800 g	40 g	>100 g	
Rapp. L/S	20	20	10	10	100	0 - 10	20 - 100	L/V = 5	
Numero di <i>teps</i>	1	1	1-3	1-2	1	1-7	1-5	1-7	
Tempi di eluizione	24 h	18 h	24 h	24 h	7 h	10 gg	5 x 24 h	64 gg	
Agitazione		30 rpm	Lineare		Con agitatore magnetico		Rotazione "sotto-sopra"	Stazionario	
Filtrazione	0,45 µm	0,6 - 0,8 µm	0,45 µm	0,45 µm	0,45 µm	0,45 µm	0,45 µm	0,45 µm	
Vantaggi	Elevata concentrazione nell'eluato.	Conc. molto vicina a quella valutata nel percolato.		Il campione è esposto alla CO ₂ atmosferica.	Problemi di solubilità trascurabili.	Indicazioni sul rilascio a breve, medio e lungo termine	Indicazioni sul rilascio a lungo termine.	Previsione del meccanismo di rilascio e dei parametri di <i>leaching</i> .	
Svantaggi		Difficoltà nella realizzazione pratica. Non esiste relazione col tempo.		Condizione estrema per il <i>biok</i> della soluzione.	Bassa concentrazione nell'eluato.	Lunga durata.	Scarce informazioni aggiuntive.		

Tabella 3.8 - Schema riassuntivo dei vari saggi di cessione.

Parametro	DIN S4	AFNOR	TVA	EP	TCLP	NVN 5432	Availability	
							pH 7	pH 4
Ca	640	452	10.406	28.266	29.342	2708	15.800	31.090
Cd	0,20	0,08	0,09	5,16	3,82	-	5,60	2,80
Cu	2,43	2,44	3,72	80,35	110,91	4,50	3,70	76,00
Cr	0,22	0,35	0,05	0,47	3,19	0,10	0,80	1,50
Pb	0,30	0,34	0,45	63,72	156,05	0,35	46,40	120,00
As	0,01	0,01	0,06	0,10	0,33	0,03	0,33	0,60

Tabella 3.9 - Confronto tra le concentrazioni (in mg/kg) negli eluati ottenuti dai diversi test di cessione eseguiti su un campione di ceneri provenienti da un inceneritore di rifiuti solidi urbani.

- prova di cessione con acido acetico 0,5 M, utilizzabile per valutare il “comportamento di un rifiuto all’azione lisciviante congiunta di acque meteoriche e di percolati da discariche miste, con tipologie di rifiuti a matrice organica e inorganica”;
- prova con acqua satura di CO₂, utilizzabile per “simulare il comportamento di rifiuti da smaltirsi in discariche destinate a ricevere unicamente rifiuti a matrice inorganica”.

La Regione Lombardia, nella Delibera del 7 febbraio 1994 n. 47636, ha esteso il test alla determinazione della cessione di sostanze organiche.

Per la prova in acido acetico, a una quantità di campione non inferiore a 100 g e con granulometria non superiore a 9,5 mm, viene addizionata una quantità di acqua deionizzata pari a 16 volte il peso del materiale solido. La sospensione è sottoposta ad agitazione; il valore pH viene mantenuto a valori compresi tra $5 \pm 0,2$ per aggiunta di acido acetico 0,5 M, in quantità non superiore a 4 ml per grammo di campione. La durata della prova è di 24 ore. Dopo tale periodo di tempo, si porta a un volume totale di 2 litri e si filtra su membrana 0,45 µm.

Per il test di cessione con acqua satura di anidride carbonica, 100 g di campione, a granulometria tale che possa passare in un crivello di 8 mm, vengono sospesi in acqua satura di anidride carbonica nel rapporto estraente:solido di 16:1; la durata della prova è di tre ore. La filtrazione è fatta su membrana 0,45 µm.

Per entrambi i test è ben descritta la forma geometrica dell’estrattore (illustrato anche con un disegno), la larghezza delle pale, la loro inclinazione e la loro posizione sull’asta dell’agitatore. Nella prova in acido acetico, l’agitazione, “deve essere tale da assicurare il continuo rinnovamento della superficie di contatto” ma non è specificata la velocità di rotazione. Per il test con CO₂, invece, viene consigliata “una velocità di rotazione dell’albero uguale o maggiore di 40 giri/minuto”.

3.5.5.1 Osservazioni sui test di cessione

Attualmente non esiste alcuna regolamentazione per le verifiche sul materiale già collocato in discarica e il ricorso al test di cessione normato può condurre a incertezze interpretative. Infatti, come già precedentemente sottolineato, gli effetti congiunti di:

- trasformazioni chimico-fisiche che si verificano in seguito ai processi biologici di fermentazione, con la relativa scomparsa della frazione biodegradabile e la formazione

di molecole organiche semplici, che possono dare complessi solubili con gli ioni metallici

- adsorbimento sulla matrice argillosa di ioni metallici, di sostanze organiche e di complessi tra ioni metallici e molecole organiche di elevato peso molecolare (acidi umici)
- riduzione degli ioni stessi nell'ambiente anaerobico

portano invariabilmente a un valore della cessione ottenuta nelle prove in laboratorio differente rispetto a quella reale, dopo il conferimento in discarica.

Si devono inoltre sottolineare gli effetti che derivano dal miscelamento generato dall'inevitabile omogenizzazione di un campione proveniente da una carotatura: sostanze che in discarica potrebbero essere separate, in seguito a tale omogenizzazione possono invece interagire. A conferma di quanto sopra, si riportano due esempi tratti dall'esperienza.

In fase di prelievo, un rifiuto, che contiene rame non solubile al test di cessione, è stato miscelato con un rifiuto, assimilato a rifiuto urbano, che non contiene rame. L'eluato ottenuto dal test di cessione contiene rame: i composti ammoniacali presenti nel rifiuto urbano hanno complessato il metallo, portandolo in soluzione.

In fase di prelievo, un rifiuto a pH 12, contenente rame non solubile al test di cessione, è stato miscelato con un rifiuto a pH 11,5 contenente cadmio pure non rilasciato, e con un rifiuto a pH 7, non contenente né cadmio né rame. L'eluato ottenuto dal test di cessione sulla miscela contiene cadmio e rame in quantità apprezzabili.

L'esistenza di questo tipo di sinergie suggerisce di collocare, in punti adiacenti di una stessa discarica, rifiuti con caratteristiche chimico-fisiche analoghe. Questo accorgimento è già previsto dall'art. 4, ultimo comma e dell'art. 23, primo comma, del RR 9 gennaio 1982, n. 3 nonché nell'ultimo punto, pagina 7, della Delibera della Giunta Regionale Lombardia 17 novembre 1989, n. 48409.

Si può quindi concludere che le prove di cessione di ioni metallici su campioni del materiale collocato già da tempo in discarica possono essere utili per uno studio dell'evoluzione della discarica stessa ma non sono significative ai fini del controllo della qualità della gestione della discarica, per quanto concerne il corretto collocamento a dimora dei rifiuti.

3.5.5.2 Valutazione di alcuni parametri nel test di cessione con acido acetico su campioni di rifiuti inertizzati

Sono state effettuate prove sperimentali su campioni di rifiuti inertizzati per valutare l'influenza di due parametri, la velocità di agitazione e la granulometria che non sono definiti nella procedura standard con acido acetico. Seguendo le procedure proposte dalla Regione Lombardia sono state riscontrate difformità nei risultati.

Influenza della velocità di agitazione

Come già precedentemente sottolineato, per l'esecuzione della prova di cessione in acido acetico non è specificata la velocità di agitazione della sospensione ma è indicato che il grado di agitazione deve essere "tale da assicurare il continuo rinnovamento della superficie di contatto".

L'applicazione del test ad alcuni campioni, seguendo scrupolosamente le norme di legge, ha messo in evidenza che, per ottenere risultati riproducibili, era necessario

standardizzare la metodica anche rispetto a questo parametro, soprattutto nel caso di rifiuti inertizzati con calce e cemento.

Nelle prove di cessione eseguite a differenti velocità di agitazione sono stati ottenuti risultati molto diversi. Le prove sono state effettuate a velocità di 40 rpm (velocità indicata come minima per la prova di cessione in anidride carbonica) e 150 rpm. Sono stati osservati due diversi comportamenti in relazione alla carica basica del campione inertizzato; i risultati sono riportati di seguito.

Prove eseguite su campioni inertizzati con calce o cemento, per i quali la quantità di acido necessaria è inferiore o uguale a quella massima consentita (4 mL per g). Nelle prove a diversa velocità di agitazione, il pH finale si mantiene a un valore di $5 \pm 0,2$ (intervallo riportato nella metodica) e la cessione delle sostanze inorganiche risulta dello stesso ordine di grandezza (tabella 3.10).

Prove eseguite su campioni inertizzati con calce o cemento, che necessitano di tutta la quantità di acido consentita dalla normativa. In questo caso, dopo l'aggiunta dei 4 mL di acido per grammo di rifiuto, il pH finale e il valore della cessione delle sostanze inorganiche dipendono dalla velocità di agitazione.

In tabella 3.11 sono riportate le concentrazioni negli eluati ottenuti dalle prove di cessione di un campione fortemente basico (pH iniziale = 10,5), costituito da fanghi e rifiuti assimilabili agli urbani a varie velocità con controllo "costante" del pH: è ben evidente come all'aumentare della velocità di agitazione corrisponda una minore cessione.

Velocità (rpm)	Cu (mg/L)	Cd (mg/L)	Cr (mg/L)	Pb (mg/L)
40	23,7	0,11	0,075	0,56
100	20,8	0,12	0,065	0,57
150	23,3	0,11	0,082	0,55
Limite ⁽¹⁾	1	0,2	2 ⁽²⁾	2

⁽¹⁾ Limite previsto dalla Delib. Regione Lombardia del 7 febbraio 1994, n. 47636, in mg/L

⁽²⁾ Il limite si riferisce al Cr (VI); nella tabella il valore si riferisce al Cr totale.

Tabella 3.10 - Prove di cessione a varie velocità. Il pH finale in tutte le prove è $5 \pm 0,2$.

Velocità (rpm)	Cu (mg/L)	Cd (mg/L)	Cr (mg/L)	Pb (mg/L)
100	0,01	0,40	0,20	0,81
50	< 0,01	0,03	0,38	0,65
Limite ⁽¹⁾	1	0,2	2 ⁽²⁾	2

⁽¹⁾ Limite previsto dalla Delib. Regione Lombardia del 7 febbraio 1994, n. 47636, in mg/L

⁽²⁾ Il limite si riferisce al Cr (VI); nella tabella il valore si riferisce al Cr totale.

Tabella 3.11 - Prove di cessione a varie velocità. Il pH finale è maggiore di $5 \pm 0,2$ in tutte le prove.

Condizioni	pH	Cu (mg/L)	Cd (mg/L)	Cr (mg/L)	Pb (mg/L)
A ⁽³⁾	5,1	2,70	1,06	0,23	11,3
B ⁽⁴⁾	5,2	6,75	1,80	0,46	30,4
C ⁽⁵⁾	9,2	0,42	< 0,03	0,45	0,50
Limite ⁽¹⁾		1	0,2	2 ⁽²⁾	2

⁽¹⁾ Limite previsto dalla Delib. Regione Lombardia del 7 febbraio 1994, n. 47636, in mg/L.

⁽²⁾ Il limite si riferisce al Cr (VI); nella tabella il valore si riferisce al Cr totale.

⁽³⁾ Dopo aggiunta di 200 mL di acido.

⁽⁴⁾ Dopo aggiunta di 400 mL di acido.

⁽⁵⁾ Dopo 24 ore (a test ultimato).

Tabella 3.12 - Prove con aggiunte intermedie di acido acetico.

ne di metalli. Il pH della sospensione alla fine della prova è uguale a 6,2 nella prova con velocità di 40 rpm e di 9,5 con la velocità di 150 rpm.

L'aumento del pH finale, e quindi la diminuzione della concentrazione dei metalli in soluzione, all'aumentare della velocità di agitazione è spiegabile con il fatto che una forte agitazione della dispersione consente una più rapida solubilizzazione dell'agente alcalinizzante. A conferma di quanto esposto, nella *tabella 3.12* vengono riportati i valori della cessione dopo aggiunte "intermedie di acido acetico", a una velocità di agitazione costante di 100 rpm, su un campione inertizzato contenente il 10,5 % di sostanza organica, 1,74 mg/g di Cu, 1,08 mg/g di Cr, 9,75 mg/g di Pb e 0,16 mg/g di Cd.

I risultati riportati nella *tabella 3.12* mettono bene in evidenza l'aumento della concentrazione dei metalli in soluzione all'aumentare dell'acido acetico aggiunto, mentre il pH rimane costante, e la successiva drastica diminuzione della concentrazione dovuta alla precipitazione di metalli in ambiente basico. Non è tuttavia possibile escludere che al processo concorrano fenomeni di adsorbimento degli ioni metallici, in un primo tempo solubilizzati sulla calce o sul materiale originario: il contatto è infatti tanto più favorito quanto maggiore è la velocità di agitazione della sospensione (Jian, 1990).

Si ritiene quindi che, per standardizzare il metodo e ottenere risultati riproducibili, nella normativa del test di cessione debba essere fissato un valore della velocità di agitazione della sospensione per un rifiuto inertizzato molto basico. Altrimenti, non è impossibile rientrare nei limiti dei test di cessione grazie a un aumento della velocità di agitazione.

A conferma di questa necessità, l'EPA, nel test *TCLP* recentemente proposto, specifica la velocità di agitazione, che non era specificata nel precedente test *EP*.

Influenza della granulometria per materiali inorganici di media pezzatura

Lo smaltimento dei materiali inorganici di media pezzatura presenta a tutt'oggi alcuni problemi. Per eseguire la prova di cessione in acido acetico secondo la normativa italiana, si deve frantumare il campione fino a ridurlo a una pezzatura inferiore

re a 0,95 cm: il test di eluizione porta inevitabilmente a una concentrazione di metalli in soluzione tale da non consentire la messa in discarica del campione tal quale. Non sono previste prove di cessione sul campione tal quale; queste prove sono invece previste dall'EPA nella prova preliminare di integrità strutturale (EPA, *Method 1310, Structural Integrity Procedure*), e dalla normativa olandese su materiale monolitico (NVN 5432)

Un campione di scoria silicea da fonderia di piombo di seconda fusione, avente dimensioni comprese tra 4 e 6 cm e aspetto esteriore abbastanza irregolare, è stato sottoposto al test EPA. Il campione conteneva il 10% di Pb, il 12% di SiO₂ e il 100% di Fe₂O₃.

Il test di eluizione in acido acetico sul campione tal quale, di pezzatura media, portava a concentrazioni di Pb pari a 1,8 mg/L: la cessione è inferiore al limite di legge ma la prova è eseguita in condizioni non corrette, data l'impossibilità di effettuare la normale agitazione prevista per il test.

Nella prova eseguita sul campione macinato e ridotto alla granulometria richiesta (0,95 cm), la quantità di Pb ceduta risultava di 20 mg/L (corrispondente a 400 mg/kg). In seguito alla macinazione, l'effetto d'intrappolamento del piombo nella matrice vetrificata, che si era formata alle alte temperature (fino a 1100 °C) del forno di fusione, non è più efficace.

Lo stesso campione è stato successivamente sottoposto a un altro test per materiali inertizzati. I risultati ottenuti indicano che l'*Availability test* risulta il più drastico per campioni inorganici. Questo metodo consente di valutare tutta la quantità potenzialmente disponibile per la lisciviazione, grazie all'elevato rapporto solido/liquido = 1/100 e al pH 4, mantenuto costante per aggiunte di acido nitrico. Il solido, ridotto a granulometria inferiore a 125 µm, è mantenuto in sospensione, mediante agitazione, per 7 ore. La concentrazione di piombo in soluzione è risultata di 1702 mg/kg, superiore a quella del test in acido acetico.

Ambedue i test, pur con valori numerici differenti, confermano la facile solubilizzazione del piombo nel campione non più integro.

Il campione integro è stato sottoposto alla prova del test statico per il campione monolitico (NVN 5432, Olanda) dato che la sua pezzatura, se pur irregolare, era superiore ai 4 cm richiesti: 100 g di campione sono stati trattati con acqua nel rapporto superficie del campione/volume di acqua pari a 5/1 e la soluzione è stata mantenuta a pH 4 con acido nitrico (si è tenuto conto del volume aggiunto). A intervalli regolari e fissi, la soluzione di contatto è stata analizzata e rinnovata; i risultati sono riportati nella *tabella 3.13*.

Si osserva un forte rilascio del piombo nella prima giornata di contatto e, successivamente una cessione continua e sostanzialmente costante, anche se irregolare, nel tempo; questo andamento indica una progressiva penetrazione dell'acido nel campione, che risulta quindi non sufficientemente compatto.

Tutti i test di cessione confermano che il campione esaminato non può essere messo in discarica senza una preventiva inertizzazione.

Le prove di cessione, come visto, valutano la solubilità delle sostanze in condizioni più o meno drastiche. Sarebbe, di conseguenza, interessante poter dare un'interpretazione al complesso processo di solubilizzazione per apportare gli eventuali interventi volti a controllarlo, come suggerito dal *Compliance Test* contenuto nella già citata proposta del Comitato Europeo di Normalizzazione (CEN) del 22/6/1994.

Durata della prova (giorni)	S _d ⁽¹⁾ del Pb (mg/kg)	S _d ⁽¹⁾ del Fe (mg/kg)
1	136	420
2	70	300
4	53	260
8	35	560
16	18	380
32	11	256
64	8	240
Totale	331	2416

⁽¹⁾ La S_d concentrazione dell'elemento lisciviabile (mg/kg), è stata ottenuta dalla relazione:
 $S_d = [100 + (a/P)] c$, dove **P** è il peso del campione (kg), **a** è il volume di acido nitrico aggiunto (L) e **c** è la concentrazione del contaminante nel percolato (mg/L).

Tabella 3.13 - Risultati ottenuti in un test NVN 5432 (Olanda).

Questo test viene eseguito utilizzando come eluente l'acqua; il pH finale è determinato solo dall'acidità del materiale. La prova, eseguita in serie a differenti rapporti acqua/materiale solido (L/S da 2 a 10), si protrae per 24 ore sotto agitazione e il valore del rapporto, più basso o più alto, è scelto in relazione alla maggiore o minore protezione dal dilavamento.

Nella tabella 3.14 sono riportati i risultati delle prove eseguite su campioni di rifiuti provenienti da processi finali di lavorazione, quali finiture e ricoprimenti di minuterie industriali. I valori delle cessioni in acqua, ottenuti con due estrazioni sequenziali (la prima con un rapporto L/S = 2 e la seconda con un rapporto 10), sono confrontati con i dati dei test con acido acetico 0,5 M e con acqua satura di anidride carbonica. Come prevedibile, la cessione in acqua è inferiore rispetto a quella degli altri due metodi. È interessante osservare il differente valore del rapporto Q, ottenuto come rapporto tra la concentrazione totale nell'eluato e quella della prova con L/S = 2 nei due differenti campioni esaminati. Il campione 1 presenta un valore di Q di 4,23 per il rame e di 3,6 per il nichel: questo indica che la cessione è essenzialmente controllata dalla solubilità e quindi le proprietà di rilascio, proporzionali al rapporto L/S, sono ben definite. Si può ragionevolmente ipotizzare che il rilascio avrà analogo andamento fino a quando i parametri che controllano la cessione rimangono costanti.

Il comportamento del campione 2 è differente: all'aumentare del rapporto L/S, il pH diminuisce; questo giustifica il drastico aumento di solubilità. Non è escluso che anche fattori cinetici possano contribuire al processo: se così fosse, i soli dati di cessione non consentirebbero di fare previsioni né sul rilascio né sugli eventuali interventi da apportare.

Anche se il numero di dati disponibili è attualmente limitato, questa impostazione metodologica sembra interessante ai fini della razionalizzazione del complesso problema delle cessioni.

	Contenuto totale nel rifiuto	Test con acido acetico 0,5 M	Test con H ₂ O satura di CO ₂	Test con H ₂ O		
				L/S = 10	L/S = 2	Q
Campione 1 pH = 8,94 (solido/H₂O=1/16) umidità a 105°C = 72,3%						
pH finale		5,6	6,4	8,9	8,8	
Cu (mg/kg)	182.000	46.900	1420	5,0	1,18	4,2
Ni (mg/kg)	113.500	62.000	14.200	1,4	0,51	3,6
Cr (mg/kg)	9640	32,5	2,77	0,31	-	-
Zn (mg/kg)	1720	250	52,6	0,16	-	-
Pb (mg/kg)	620	4,88	< 0,1	< 0,1	-	-
Campione 2 pH = 7,13 (solido/H₂O=1/16) umidità a 105°C = 81,5%						
pH finale		5,0	5,7	7,5	8,2	
Cu (mg/kg)	62,7	17,3	9,1	0,3	0,03	10
Ni (mg/kg)	3493	120	47,5	0,77	0,035	22
Cr (mg/kg)	266,1	3,6	1,0	0,02	-	-
Zn (mg/kg)	328,2	8,6	2,4	< 0,1	-	-

Tabella 3.14 - Risultati ottenuti su rifiuti provenienti da processi finali di lavorazione, quali finiture e ricoprimenti, di minuterie industriali.

3.5.6 Prove di cessione con acido acetico: risultati di un test interlaboratorio

3.5.6.1 Impostazione del test circolare

È stato effettuato un test circolare tra qualificati laboratori di analisi, per la verifica dei risultati ottenuti nell'applicazione del test di eluizione con acido acetico.

I campioni erano costituiti, rispettivamente, da:

- campione 1, fango da acciaieria inertizzato con miscela calce-cemento nell'impianto fanghi di una impresa operante nel campo dello smaltimento dei rifiuti;
- campione 2, polveri da combustione di rifiuti solidi urbani inertizzate con miscela calce-cemento nell'impianto polveri della stessa impresa.

Nella preparazione dei campioni è stata posta particolare cura alla modalità per l'ottenimento della migliore omogeneizzazione.

I laboratori di analisi prescelti erano:

- laboratori di USL, PMIP, UO Chimica;
- laboratori universitari;
- fondazioni a carattere scientifico;
- istituti di ricerca qualificati;
- laboratori accreditati;
- laboratori individuati dalla Regione Lombardia.

A questi laboratori è stata chiesta l'analisi di piombo, rame, cadmio, cromo totale ed esavalente e mercurio nei liquidi provenienti dal test di cessione in acido acetico 0,5 M, eseguito secondo la procedura riportata nella deliberazione 14 luglio 1986 del Comitato Interministeriale di cui all'art. 5 del DPR 915/82.

La determinazione di questi metalli nel liquido di cessione è stata effettuata con la metodica e l'apparecchiatura disponibili in ciascun laboratorio; in particolare, è stato segnalato l'impiego di spettrofotometria nel visibile, spettrometria in assorbimento atomico senza fiamma e con fiamma, ICP.

Una aliquota di ciascun campione è stata analizzata nel laboratorio della Società che effettua solitamente l'inertizzazione dei rifiuti e il loro controllo; nel seguito, questo sarà indicato come laboratorio di riferimento. Questa aliquota è stata suddivisa in 10 subcampioni che sono stati inseriti nelle procedure di analisi routinarie e sono stati analizzati in giorni diversi e da personale diverso ma con la stessa metodica e con le stesse apparecchiature.

3.5.6.2 Risultati del test circolare

Nelle tabelle 3.15 e 3.16 sono riportati i risultati ottenuti dai vari laboratori. Alcuni di questi laboratori hanno dato, per alcuni parametri, più di un risultato; in questo caso, nella elaborazione statistica è stata considerata la loro media.

Nelle tabelle 3.17 e 3.18 sono riportati i valori forniti dal laboratorio di riferimento. Appare subito evidente che la dispersione dei risultati ottenuti dal laboratorio di riferimento è molto minore rispetto a quella dei dati ottenuti dai laboratori partecipanti al test.

A priori, non vi è alcun motivo per ritenere che i risultati ottenuti dal laboratorio di riferimento siano più accurati rispetto a quelli ottenuti dagli altri laboratori. L'indicazione importante però è che la minor dispersione dei risultati ottenuti in prove ripetute dal laboratorio di riferimento indica che le analisi possono essere ben riprodotte nell'ambito di uno stesso laboratorio.

A una prima lettura, può sembrare sorprendente la presenza di alcune anomalie, quale il valore del cromo totale che, in alcune analisi del laboratorio di riferimento, è leggermente inferiore a quello del cromo VI. Queste differenze sono legate all'errore sperimentale e, forse, a una non perfetta standardizzazione dei metodi; l'entità delle differenze, relativamente piccola, porta a concludere che gran parte del cromo è presente come cromo VI. Si tratta, presumibilmente, dell'abituale cessione di cromo VI dal cemento utilizzato per l'inertizzazione.

Si osservi, infine, che il pH finale misurato dal laboratorio di riferimento sul campione 2 è più alcalino rispetto a quello misurato negli altri laboratori.

Laboratorio	Cd	Cr (VI)	Cr (tot)	Hg	Pb	Cu	pH
A	0,06	0,12	0,33	< 0,01	0,36	0,1	11,2
B	< 0,01	0,2	0,21	< 0,005	1	0,03	NI
C	0,08	0,15	0,32	0,004	2	0,14	12
D	10,515	0,35	0,75	< 0,005	0,981	4,84	NI
E	0,4	0,4	0,5	0,083	2,9	2,5	NI
F	3,81	< 0,05	1,02	< 0,05	12,37	19,93	NI
G ⁽¹⁾	0,005	< 0,03	0,34	< 0,001	1,4/0,9	0,1	NI
H	< 0,005	< 0,03	0,33	< 0,001	1,1	0,08	NI
I	< 0,01	0,2	0,2	0,005	0,33	0,01	12,4
L	< 0,02	< 0,05	NI	< 0,002	0,78	< 0,05	NI
M	0,00024	0,13	0,235	0,00035	0,244	0,059	NI
Limite	0,2	2	-	0,05	2	1	-

⁽¹⁾ Questo laboratorio ha segnalato la variabilità dei risultati ottenuti, in prove ripetute, per il piombo.

Tabella 3.15 - Risultati forniti dai diversi laboratori per il campione n. 1. I valori sono espressi in mg/L; il pH è quello finale; NI = non indicato. Il limite è uguale a dieci volte il valore di tabella A della legge 319/76.

Laboratorio	Cd	Cr (VI)	Cr (tot)	Hg	Pb	Cu	pH
A	0,03	0,16	0,31	< 0,001	0,55	0,11	7,6
B	< 0,01	0,25	0,25	< 0,005	< 0,05	0,09	NI
C	1,4	< 0,005	0,02	0,004	45	1,96	5
D	37,778	0,128	30,585	< 0,005	160,67	0,994	NI
E	0,4	< 0,1	< 0,1	0,038	9	0,5	NI
F	10,31	0,19	0,67	< 0,05	143,4	13,31	NI
G ⁽¹⁾	3	< 0,3	< 0,1	0,007	6,1/1,7	0,1	NI
H ⁽²⁾	3,1/2,1/2,8	< 0,03	< 0,1	0,003	0,4/1,6/6,2	0,25	NI
I	< 0,01	0,13	0,13	< 0,003	0,03	0,04	7,8
L	< 0,02	< 0,05	NI	< 0,002	0,08	< 0,05	NI
M	0,00024	0,01	0,01	0,00041	8,934	0,292	NI
Limite	0,2	2	-	0,05	2	1	-

⁽¹⁾ Questo laboratorio ha segnalato la variabilità dei risultati ottenuti, in prove ripetute, per il piombo.

⁽²⁾ Questo laboratorio ha segnalato la variabilità dei risultati ottenuti per il cadmio e per il piombo.

Tabella 3.16 - Risultati forniti dai diversi laboratori per il campione n. 2. I valori sono espressi in mg/L; il pH è quello finale; NI = non indicato. Il limite è uguale a dieci volte il valore di tabella A della legge 319/76.

Operatore	Cd	Cr VI	Cr tot	Hg	Pb	Cu	pH
R1	0,06	0,2	0,27	NI	0,9	0,7	11,2
R2	0,06	0,4	0,33	NI	0,9	0,8	11,3
R3	0,05	0,2	0,23	NI	0,6	0,7	11,1
R4	0,06	0,2	0,27	NI	0,8	0,6	11,3
R5	0,05	0,3	0,31	NI	0,8	0,6	11,4
R1	0,05	0,2	0,26	NI	0,8	0,7	11,3
R2	0,06	0,2	0,26	NI	0,7	0,5	11,2
R3	0,05	0,2	0,28	NI	1,0	0,7	11,1
R4	0,06	0,3	0,27	NI	0,9	0,7	11,3
R5	0,05	0,5	0,35	NI	0,7	0,7	11,4
Limite	0,2	2	-	0,05	2	1	-

Tabelle 3.17 - Risultati forniti dai diversi laboratori per il campione n. 1. I valori sono espressi in mg/L; il pH è quello finale; NI = non indicato. Il limite è uguale a dieci volte il valore di tabella A della legge 319/76. I simboli R1, R2, R3, R4, R5 indicano i cinque operatori che si sono succeduti nelle analisi.

Operatore	Cd	Cr VI	Cr tot	Hg	Pb	Cu	pH
R1	0,05	0,8	1,3	< 0,01	1,5	0,6	11,5
R2	0,04	1,5	0,9	< 0,01	1,3	0,4	11,7
R3	0,05	1,1	1,2	< 0,01	0,9	0,8	11,4
R4	0,04	0,9	1,4	< 0,01	1,4	0,6	11,5
R5	0,04	1,4	0,9	< 0,01	1,3	0,9	11,7
R1	0,04	1,9	1,2	< 0,01	1,7	0,6	11,6
R2	0,03	0,8	1,1	< 0,01	1,2	0,6	11,4
R3	0,05	1,6	1,5	< 0,01	1,4	0,8	11,5
R4	0,03	1,3	1,3	< 0,01	1,1	0,5	11,3
R5	0,04	1,9	1,3	< 0,01	0,9	0,5	11,4
Limite	0,2	2	-	0,05	2	1	-

Tabelle 3.18 - Risultati forniti dai diversi laboratori per il campione n. 2. I valori sono espressi in mg/L; il pH è quello finale; NI = non indicato. Il limite è uguale a dieci volte il valore di tabella A della legge 319/76. I simboli R1, R2, R3, R4, R5 indicano i cinque operatori che si sono succeduti nelle analisi.

3.5.6.3 Discussione dei risultati del test circolare

Per una prima elaborazione, è stato applicato il test di Dixon che consente di eliminare i valori estremi, che è ragionevole ritenere viziati da un errore così elevato da sug-

gerirne l'esclusione dalle successive elaborazioni. Il test consente di valutare la discrepanza dei risultati situati alle estremità dell'intervallo di indeterminazione, calcolando un rapporto r_d che viene confrontato con un valore critico, funzione del numero di prove effettuate. I risultati del test suggeriscono di eliminare, nelle analisi di *tabella 3.19* e di *tabella 3.20*, i seguenti valori:

per il campione 1

- il valore ottenuto dal laboratorio D relativo al cadmio;
- il valore ottenuto dal laboratorio F relativo al rame;
- il valore ottenuto dal laboratorio D relativo al piombo;
- il valore ottenuto dal laboratorio E relativo al mercurio.

Per il campione 2

- il valore ottenuto dal laboratorio D relativo al cadmio;
- il valore ottenuto dal laboratorio D relativo al cromo totale;
- il valore ottenuto dal laboratorio D relativo al piombo.

Metallo	Valore medio	Valore minimo	Valore massimo	Laboratorio riferimento	Valore limite
Cd	0,44	0,00024	3,81	0,055	0,2
Cr VI	0,16	0,03	0,4	0,27	2
Cr tot	0,42	0,2	1,02	0,28	-
Hg	0,007	0,0003	0,05	NI	0,05
Pb	1,08	0,24	2,90	0,81	2
Cu	0,79	0,01	4,84	0,67	1

Tabella 3.19 - Medie e campo di valori per il campione 1: i valori sono dati in mg/L. Il valore limite è il valore di tabella A della legge 319/76 moltiplicato per 10. Dai risultati sono esclusi i valori scartati in base al test di Dixon.

Metallo	Valore medio	Valore minimo	Valore massimo	Laboratorio riferimento	Valore limite
Cd	1,82	0,01	10,3	0,04	0,2
Cr VI	0,10	0,005	0,25	1,32	2
Cr tot	0,19	0,01	0,67	1,21	-
Hg	0,01	0,0004	0,05	< 0,01	0,05
Pb	21,4	0,03	143	1,26	2
Cu	0,43	0,04	1,96	0,64	1

Tabella 3.20 - Medie e campo di valori per il campione 2 i valori sono dati in mg/L. Il valore limite è il valore di tabella A della legge 319/76 moltiplicato per 10. Dai risultati sono esclusi i valori scartati in base al test di Dixon.

Per quanto riguarda le analisi in *tabella 3.17* e *tabella 3.18*, i risultati indicano che non deve essere eliminato alcun valore.

Nella successiva elaborazione sono stati calcolati, per ciascun parametro, il valore della media, della mediana, della varianza, della deviazione standard e del coefficiente di variazione; i risultati non vengono riportati in dettaglio per non appesantire la trattazione.

Nelle *tabelle 3.19* e *3.20* sono riassunte le medie e i relativi errori standard.

Sulla base dell'analisi statistica, è stato eseguito il test di Fisher che consente di verificare se le due serie di dati analitici (11 determinazioni per i laboratori di analisi e 10 determinazioni per il laboratorio di riferimento) appartengano alla stessa popolazione. Per ciascun parametro è stato calcolato il rapporto F tra la varianza dei dati dei diversi laboratori di analisi e la varianza dei dati all'interno del laboratorio di riferimento. Questa elaborazione consente di valutare, al livello di significatività prescelto, se le differenze tra le due serie di dati sono statisticamente significative.

Per quanto riguarda il campione 1, il test di Fisher è risultato statisticamente significativo (a livello 0,01) per cadmio, cromo totale, piombo e rame; per il campione 2, è risultato statisticamente significativo al livello di significatività, meno conservativo, di 0,05 per cadmio, cromo VI, piombo, rame.

Si può concludere che un osservatore che non conosca l'origine dei campioni sarebbe indotto a ritenere che essi possano appartenere a popolazioni diverse.

I valori medi, riportati nelle *tabelle 3.19* e *3.20*, sono stati confrontati con quelli del laboratorio di riferimento. Per quanto riguarda il campione 1, i valori di concentrazione dell'eluato sono dello stesso ordine di grandezza, con l'eccezione del cadmio; la conclusione qualitativa, che può essere tratta dal confronto con i valori limite, viene modificata nel senso che, per il cadmio, il valore medio dei risultati dei laboratori partecipanti al test è superiore al decuplo del limite di *tabella A* della legge 319/76.

Per quanto riguarda il campione 2, il laboratorio di riferimento ottiene valori leggermente superiori, rispetto a quelli dei laboratori partecipanti, per Cr e Cu; la più importante differenza riguarda il Pb, per il quale i laboratori partecipanti determinano una concentrazione circa 15 volte maggiore, e il Cd, per il quale i laboratori partecipanti determinano una concentrazione circa 40 volte maggiore. Ne consegue che il campione 2, per Pb e Cd, supera il decuplo del limite di *tabella A* della legge 319/76.

Si noti che il valore medio può essere dominato dalla presenza di poche determinazioni molto più elevate delle restanti. Nelle *tabelle 3.21* e *3.22* sono riportate le conclusioni ricavate dalle analisi dei singoli laboratori partecipanti. Sulla base di questi risultati, 3 laboratori su 11 avrebbero respinto il campione 1 mentre 7 laboratori su 11 avrebbero respinto il campione 2. Le principali discordanze sono a livello della determinazione del piombo e del cadmio.

3.5.6.4 Risultati ottenuti in ulteriori sperimentazioni

Il Laboratorio che ha curato l'inertizzazione ha effettuato prove di cessione ripetute su altri rifiuti inertizzati, di tipologia confrontabile con quella dei campioni utilizzati per il test circolare, seguendo l'andamento delle cessioni nel tempo. I risultati ottenuti sono riportati in *tabella 3.23*

Le analisi si riferiscono a 3 campioni, seguiti per periodi di tempo di invecchiamento variabili da un minimo di 27 giorni a un massimo di 39 giorni; questi periodi sono

compatibili con un avanzamento pressoché completo della presa del cemento. Oltre ai risultati riportati è disponibile una numerosa serie di analisi: la sua elaborazione porta alle stesse conclusioni.

Laboratorio	Giudizio	Note
A	Non supera	
B	Non supera	
C	Non supera	
D	Supera	Escluso dalla statistica di Cd e Pb
E	Supera per Cd, Hg, Pb, Cu	Escluso dalla statistica di Hg
F	Supera per Cd, Pb, Cu	Escluso dalla statistica di Cu
G	Non supera	
H	Non supera	
I	Non supera	
L	Non supera	
M	Non supera	

Tabella 3.21 - Giudizio che si ricava per il campione 1 dal confronto delle analisi dei laboratori partecipanti con il decuplo del limite di tabella A della legge 319/76.

Laboratorio	Giudizio	Note
A	Non supera	
B	Non supera	
C	Supera	
D	Supera	Escluso dalla statistica di Cd, Pb e Cr
E	Supera per Pb	
F	Supera per Cd, Pb, Cu	
G	Supera per Cd, Pb	
H	Supera per Cd, Pb	
I	Non supera	
L	Non supera	
M	Supera per Cd, Pb	

Tabella 3.22 - Giudizio che si ricava per il campione 2 dal confronto delle analisi dei laboratori partecipanti con il decuplo del limite di tabella A della legge 319/76.

Campione A				
Tempo (ore)	18	41	185	872
Umidità (%)	28,1	27,9	23,3	19,8
pH	11,0	9,0	7,8	7,7
Cu	0,7	0,7	0,6	0,6
Pb	0,8	0,3	3,2	7,7
Cd	0,05	0,14	1,82	2,1
Cr tot.	0,6	0,1	< 0,1	0,1
Cr (VI)	0,023	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Campione B				
Tempo (ore)	18	41	161	648
Umidità (%)	29,5	28,5	25,1	19,6
pH	10,9	10,3	7,7	7,3
Cu	0,4	0,6	0,5	0,3
Pb	0,7	0,4	0,8	3,2
Cd	0,08	0,03	0,65	1,57
Cr tot.	0,8	1,0	1,2	< 0,01
Cr (VI)	0,26	tracce	< 0,01	< 0,01
Campione C				
Tempo (ore)	90	234	576	936
Umidità (%)	25,9	22,5	19,8	< 19
pH	10,9	11,3	9,4	6,6
Cu	0,6	0,5	0,6	0,2
Pb	1,4	1,5	0,4	17
Cd	0,04	0,04	0,05	2,2
Cr tot.	1,0	0,7	0,2	0,8
Cr (VI)	tracce	tracce	tracce	-

Tabella 3.23 - Risultati delle prove di cessione effettuate su campioni di rifiuti tossici e nocivi inerti, a distanza di tempo dall'inertizzazione. I valori di concentrazione sono espressi in mg/L.

Il confronto tra questi risultati e quelli riportati precedentemente nel paragrafo 3.5.6.3 mette in evidenza una diminuzione del pH dell'eluato, mano a mano che i campioni invecchiano. Si può desumere che questo risultato sia il frutto di processi di carbonatazione che procedono dalla superficie verso l'interno, per effetto della presenza di porosità residua.

	Campione A tq	Campione A macinato
Tempo (giorni)	43	45
pH	6,9	7,4
Cu	0,5	0,2
Pb	17	2,8
Cd	2,2	1,1
Cr tot.	0,1	0,1
	Campione B tq	Campione B macinato
Tempo (giorni)	42	44
pH	6,7	7,3
Cu	0,6	0,2
Pb	10	3,2
Cd	1,9	1,2
Cr tot.	0,1	0,1
	Campione C tq	Campione C macinato
Tempo (giorni)	39	41
pH	6,6	10,8
Cu	0,2	0,9
Pb	17	0,6
Cd	2,2	0,04
Cr tot.	0,8	0,2

Tabella 3.24 - Confronto fra i test di eluizione sui campioni tal quali (tq) e i corrispondenti campioni finemente macinati. I valori di concentrazione sono espressi in mg/L.

Una seconda osservazione è che, pur essendo una tendenza generale, il fenomeno dell'aumento di acidità non è presente in egual misura in tutti i campioni. Il fenomeno è interpretabile in termini di una non perfetta omogeneizzazione in fase di inertizzazione.

La diminuzione del pH è quasi costantemente accompagnata dal superamento del limite di concentrazione, fissato al decuplo di quello della tabella A della legge 319/76 e successive integrazioni e modificazioni, segnatamente per cadmio e piombo.

Per verificare l'ipotesi della carbonatazione sono state condotte prove comparative su campioni "maturati" per un tempo maggiore (circa 40 giorni): sono stati analizzati, separatamente, il materiale così come si presenta (in granuli di dimensioni significative) e lo stesso materiale prelevato all'interno di blocchetti di maggiore dimensione e finemente macinato in mulini a palle. I risultati ottenuti sono riportati in tabella 3.24.

Parametro	Valore (mg/L)	Lab. rif. (mg/L)	Valore limite (mg/L)
Cd	1,1	0,055	0,2
Cr (VI)	< 0,05	0,27	2
Pb	2,1	0,81	2
Cu	0,13	0,67	1
pH	5,5	11,2	-

Tabella 3.25 - Controllo analitico sul campione 1 a 10 mesi di distanza. Il valore limite è il valore di tabella A della legge 319/76 moltiplicato per 10. Per confronto, è riportato il valore a precedentemente ottenuto dal laboratorio di riferimento.

Parametro	Valore (mg/L)	Lab. rif. (mg/L)	Valore limite (mg/L)
Cd	< 0,02	0,04	0,2
Cr (VI)	0,26	1,32	2
Pb	0,26	1,26	2
Cu	0,14	0,64	1
pH	10,5	11,4	-

Tabella 3.26 - Controllo analitico sul campione 2 a 10 mesi di distanza. Il valore limite è il valore di tabella A della legge 319/76 moltiplicato per 10. Per confronto, è riportato il valore a precedentemente ottenuto dal laboratorio di riferimento.

I fattori che concorrono a determinare i risultati riportati nella tabella 3.24 sono molti: il differente grado di completamento della presa (a parità di tempo di maturazione), dovuto alle sostanze organiche presenti nel rifiuto da inertizzare; la presenza di composti atti a complessare alcuni metalli; le inevitabili differenze che intercorrono in ogni trattamento di inertizzazione, pur effettuato nella medesima apparecchiatura e con la stessa tecnica.

Tuttavia, il quadro generale dei risultati conferma che la carbonatazione superficiale può avere un ruolo non indifferente: la minore alcalinità porta a un valore di pH più acido alla fine del test di eluizione e, conseguentemente, a un peggioramento dell'eluato.

In questo fenomeno, la macinazione fine del campione prelevato all'interno dei blocchetti inertizzati può giocare un ruolo opposto, perché favorisce la pronta disponibilità del legante alcalino durante la procedura di eluizione.

Nel maggio 1995, a circa 10 mesi dalla preparazione dei campioni inertizzati (campione 1 e campione 2) già utilizzati per il test circolare, quando la presa poteva essere ritenuta ormai completata, è stato effettuato un ulteriore controllo, per una verifica finale della coerenza dei dati sopra riportati. Nell'eluato sono stati determinati i seguenti parametri: Cd, Cr(VI), Pb, Cu, pH. I risultati ottenuti sono riportati nelle tabelle 3.25 e 3.26.

Appare evidente che i due campioni hanno subito modifiche differenti.

Il campione 1, costituito da scorie di acciaieria inertizzate, fornisce un eluato più acido e, dopo 10 mesi, non supera più il saggio di cessione per piombo e cadmio.

Il campione n. 2, costituito da polveri da combustione di rifiuti solidi urbani inertizzate, conserva un pH nettamente alcalino e, dopo 10 mesi, supera ancora il saggio di cessione. Inoltre, la cessione dei metalli è minore rispetto a quella a suo tempo determinata dal laboratorio di riferimento.

3.2.6.5 Conclusioni sul test interlaboratorio

I risultati riportati consentono di trarre un certo numero di conclusioni, anche se possono essere suggerite ulteriori verifiche.

I valori di concentrazione determinati dai vari laboratori sull'eluato differiscono, per certi metalli, anche di un fattore 1.000, anche dopo aver effettuato l'esclusione dei valori estremi suggerita dal test di Dixon. Tuttavia, a livello di conclusioni operative, ossia dovendo decidere se il campione può essere ammesso in una discarica di IIa categoria tipo B, la percentuale di risposte differenti rilevate su uno stesso campione subito dopo l'inertizzazione (cioè quando è normalmente effettuato il controllo di accettabilità) è così elevata da non offrire nessuna garanzia di accuratezza. I parametri per i quali la determinazione è critica sono essenzialmente cadmio e piombo.

Oltre che dai singoli valori che si collocano nei punti estremi della serie di risultati e che sono stati esclusi dalla elaborazione statistica, le forti differenze tra i risultati analitici possono dipendere da:

- non omogeneità dei campioni;
- inadeguatezza del metodo analitico;
- non corretta applicazione del metodo analitico;
- modificazioni che intercorrono tra il prelievo del campione (a breve distanza temporale dalla inertizzazione) e l'analisi chimica (che può essere stata effettuata a una certa distanza di tempo).

Allo stato attuale, è possibile affermare che i subcampioni prelevati da uno stesso campione e sottoposti ad analisi multiple in uno stesso laboratorio e nello stesso periodo di tempo danno risultati ben riproducibili.

D'altra parte, prove fisico-meccaniche, qui non riportate, mostrano che il fenomeno della presa del cemento può determinare variazioni dei parametri fisici che possono portare a risultati di eluizione che peggiorano nel tempo. È possibile infatti che, entro un certo intervallo di tempo, si verifichino alterazioni della porosità che favoriscono i fenomeni di carbonatazione che accompagnano (e probabilmente, in parte, determinano) il peggioramento delle caratteristiche di cessione.

Le modifiche del pH (che, inizialmente, è sempre nettamente alcalino) verso il campo acido determinano un aumento delle cessioni, come è dimostrato dal controllo effettuato a distanza di 10 mesi.

I risultati ottenuti nella sperimentazione su altri materiali inertizzati indicano con chiarezza che le modalità di aggiunta di acido acetico durante la prova sono critiche e che l'assenza di specifiche indicazioni nel metodo ufficiale italiano può portare a risultati analitici molto discordanti. Allo stato, si può concludere che:

- la scarsa standardizzazione delle modalità operative rende il test ufficiale italiano

non adatto a discriminare i rifiuti inertizzati ai fini della definizione della discarica per la messa a dimora. Questa inadeguatezza porta a una situazione tecnicamente ed economicamente inaccettabile, perché uno stesso campione potrebbe essere accettato o respinto in base alle procedure operative concretamente adottate dal laboratorio di controllo e non in base alla sua intrinseca pericolosità;

- le modalità di inertizzazione non sempre danno origine a materiali sufficientemente omogenei;
- questa disomogeneità può anche spiegare, almeno in parte, la disomogeneità del comportamento in relazione alla porosità del materiale inertizzato; questo aspetto necessita di ulteriori approfondimenti;
- nel tempo, nei campioni lasciati maturare in laboratorio per esposizione all'aria, avvengono fenomeni chimici (presumibilmente carbonatazione, complessazione ecc.) che modificano il comportamento iniziale per quanto riguarda la cessione. A maggior ragione, questi fenomeni chimici possono verificarsi in discarica, in presenza di ammassi eterogenei di materiali.

Infine si può osservare che l'esigenza di definire nella normativa un test di eluizione sufficientemente dettagliato da essere ben ripetibile e riproducibile appare prioritaria rispetto a quella di realizzare un test modellisticamente più adeguato per rappresentare il reale comportamento in discarica del rifiuto inertizzato.

3.5.7 Proposta di un test Standard Europeo

Come messo in evidenza nei paragrafi precedenti, i test di cessione sviluppati nei vari Paesi presentano notevoli differenze sia nelle procedure analitiche sia nei fini che si prefiggono (per esempio, la verifica della cessione a breve o a lungo termine). La messa a punto di una metodica che conduca a standard comuni richiede pertanto notevoli semplificazioni.

Sulla base dei risultati dei test applicati a 9 differenti campioni, il Comitato Europeo di Normalizzazione (CEN) ha proposto, nel giugno 1994, un test "standard europeo" (*Compliance test for leaching of granular waste materials and sludges*, CEN TC 292 Working Group 2: *Leaching test procedures*, 22/6/1994), utilizzabile sia per campioni granulari che per melme; allo stato attuale il test proposto consente di valutare il comportamento alla cessione di sostanze inorganiche e non è ancora stato testato per composti organici polari e non polari.

Partendo dall'osservazione del ruolo predominante che il valore del rapporto eluente/rifiuto (L/S) ha nel processo di *leaching*, è stato proposto che i test vengano eseguiti utilizzando un valore del rapporto L/S il più possibile vicino a quello delle condizioni reali. Per esempio, nel caso di discariche coperte, l'infiltrazione delle precipitazioni è limitata: sarà pertanto più utile eseguire le prove di *leaching* con un basso rapporto L/S. Per discariche aperte o per materiali destinati al riutilizzo, risulterà molto più idonea l'utilizzazione di un rapporto più elevato.

La metodologia proposta prevede tre procedure in *batch*, che utilizzano come eluente acqua distillata nei seguenti rapporti con il rifiuto: L/S = 2; L/S = 10; estrazione in 2 stadi con, rispettivamente, L/S = 2 e $2 < L/S < 10$.

Il test è condotto a temperatura ambiente (15-25 °C); la granulometria del campione deve essere di 4 mm. Nelle due prime procedure, una quantità di campione tal quale, corrispondente a 100 g di secco, è posta in una beuta con una quantità di acqua distil-

lata nel rapporto $L/S = 2$ oppure $L/S = 10$ e lasciata sotto agitazione, su una tavola rotante (con rotazione di 10 rpm) oppure su uno scuotitore (alla velocità di 5-10 rpm) per 24 ore.

Nella terza procedura, le due estrazioni sono eseguite con le stesse modalità, ma il tempo di contatto è limitato a 6 ore nella prima estrazione; dopo filtrazione, il solido è trattato di nuovo, con l'acqua nel rapporto scelto tra 2 e 10, per 18 ore sotto agitazione.

Sul filtrato si determina la quantità di materiale portato in soluzione, espressa in mg/kg di campione secco, il pH e la conducibilità.

L'estrazione a due stadi dovrebbe consentire una migliore caratterizzazione del rifiuto e una differenziazione dei meccanismi di cessione in tre categorie:

- i costituenti sono facilmente solubilizzati, tanto da essere completamente ceduti nella prima estrazione: la quantità rilasciata è anche la massima disponibile per il *leaching*;
- la concentrazione di sostanza nell'eluato riportata a 1 litro è dello stesso ordine nelle due estrazioni: il *leaching* è controllato dalla solubilità dei costituenti;
- la concentrazione nell'eluato mostra un inatteso incremento nella seconda estrazione: il ritardo nel rilascio è indice di una situazione complessa e non facilmente controllabile. Sono pertanto necessari ulteriori test.

Bibliografia

- Berrow, M.L.** 1980. Location of trace elements in soil profiles: total and extractable contents of individual horizons. *Trans. R. Soc. Edinburgh Earth Sci.*, 71, 103.
- Bowden, J.W. et al.** 1977. Ionic adsorption on variable charge mineral surfaces. Theoretical charge development and titration curves. *Aust. J. Soil Res.*, 15, 121.
- Brümmer et al.** 1988. Reaction kinetics of the adsorption and desorption of Ni, Zn and Cd by goethite I. Adsorption and diffusion of metals. *Aust. J. Soil Sci.*, 39, 37.
- Buffle, J.** 1984. Study of the influence of fulvic substances on the adsorption of copper (II) ions at the kaolinite surface. *American Chemical Society*, 18, 135.
- Ciantelli, G., Galeotti, A.**, 1993. Suggestimenti per il campionamento dei rifiuti e interpretazione dei risultati. Atti della Giornata di Studio su Campionamento, analisi e classificazione dei rifiuti, Ordine dei Chimici della Toscana, Firenze 5 marzo 1993.
- Cox, Kamprath.** 1972. Micronutrient in agriculture. Proceedings Symposium at Muscle Shoals, 289.
- Crooke, W.M.** 1964. The measurement of cation-exchange capacity of plant roots. *Plant Soil*, 21, 43.
- Florence, T.M.** 1977. Trace metal species in fresh water. *Water Res.*, 11, 681.
- Gotze, J. et al.** 1991. Distribution and trace element content of humic acids in the quartz sand of Honhenbocka (Saxonia, FRG). *Chem. Erde*, 51, 231.
- Guy, R.D.** 1975. Application of a simple chemical model of natural waters to metal fixation in particulate matter. *Canadian Journal of Chemistry*, 53, 661.
- Jian, C., Seitz, W.** 1990. Membrane for *in situ* optical detection of organic nitro compounds based on fluorescence quenching. *Anal. Chim. Acta*, 237, 265-71.
- Mc Kenzie.** 1980. The adsorption of lead and other heavy metals on oxides of manganese and iron. *Aust. J. Soil Res.*, 18, 61.
- Mc Laren.** 1973. Studies on soil copper I. Fractionation of copper in soils. *J. Soil Sci.*, 24, 172.
- Mc Laren.** 1983. Some observations on the desorption and distribution behavior of copper with soil components. *J. Soil Sci.*, 34, 325 .
- Mc Laren.** 1986. Sorption and desorption of cobalt by soil and soil components. *J. Soil Sci.*, 37, 413.
- Parkhurst, D.F.** 1984. Optimal sampling geo-

metry for hazardous waste sites. *Environ. Sci. Technol.*, **18**, 521.

Soldi, T. et al. 1992. Influenza delle sostanze fulviche sull'adsorbimento del V(V) sui minerali argillosi. Congresso Chimica Analitica, Pavia.

Tombacz, E. et al. 1990. Effect of sodium chloride on interactions of fulvic acid and fulvate with montmorillonite. *App. Clay Sc.*, **5**, 101.

Van der Sloot, H.A. 1991. Comparison of different regulatory leaching test procedure for waste materials and construction materials. Netherland Energy Research Foundation ECN 1991.

Zhou, S. 1991. An investigation on the concentration efficiencies of some macroreticular and amborsorb resins using radio labeled organic contaminants commonly encountered in water. *Int. J. Environ. Anal. Chem.*, **38**, 439.

Sintesi delle attività del progetto

Di seguito sono schematicamente riportate le attività di ricerca e i risultati ottenuti da ciascuna UO.

Unità Operativa n° 1

Dipartimento di Biologia Animale, Università degli Studi di Pavia

<i>Responsabile:</i>	Prof. S. Malcevschi
<i>Componenti:</i>	Prof. F. Barbieri, Dr. C. Gianatti
<i>Collaboratori:</i>	Dr. A. Gentili
<i>Tema:</i>	"Valutazione di impatto ambientale delle discariche di rifiuti tossici e nocivi in relazione a differenti tipologie di intervento e di recupero"

Per quanto riguarda gli ammassi abusivi, sono stati delineati i criteri per una corretta definizione di "rischio" e sono stati definiti strumenti utili per evidenziare le linee di impatto potenzialmente critiche. Lo studio e la caratterizzazione dell'ecosistema hanno consentito di evidenziare l'importanza dell'analisi dell'eterogeneità degli ammassi abusivi. È stato anche realizzato uno strumento tecnico per il rilevamento aereo di immagini da bassa quota da pallone frenato e sono stati valutati i possibili impatti ambientali connessi alle operazioni di bonifica. Per quanto riguarda le discariche controllate, sono stati confrontati criteri tecnici e ambientali per il contenimento degli impatti e per l'inserimento ambientale di questi impianti; è stata proposta la costituzione di un mosaico di neo-ecosistemi polivalenti rispondenti a funzioni naturalistiche, produttive, fruttive, di mitigazione degli impatti ecc. In particolare, la variazione della qualità ambientale dovuta a un impianto è stata interpretata in relazione a determinate soglie. I principali criteri definitori dei livelli che, se superati, comportano una condizione di criticità inaccettabile sono stati esaminati e discussi criticamente ed è stato avanzato, come criterio di intervento, quello del "massimo abbattimento unitario del rischio".

Unità Operativa n° 2

Dipartimento di Chimica Generale, Università degli Studi di Pavia

<i>Responsabile</i>	Prof. T. Soldi
<i>Componenti:</i>	Prof. V. Riganti, Prof. C. Riolo Bertoglio, Dr. G. Alberti
<i>Collaboratori:</i>	Dr. M. Crescenti
<i>Tema:</i>	"Criteri e metodologie di individuazione e caratterizzazione chimica di sostanze inquinanti in siti contaminati. Valutazione dei trattamenti in sito e negli impianti di rifiuti tossici e nocivi"

Sono stati esaminati criticamente i criteri e i metodi predisposti da vari Enti nazionali e internazionali; in alcuni casi, è stata proposta l'introduzione di altre metodiche più recenti, riportate nella letteratura internazionale. Lo studio ha riguardato, in par-

ticolare, il rilascio di inquinanti nell'ambiente mediante l'esame critico e la valutazione sperimentale dei risultati di prove di cessione.

La mobilità degli inquinanti nell'ambiente è stata studiata con analisi sperimentali applicate su alcune discariche abusive dell'Oltrepò pavese. L'analisi ha comportato: la caratterizzazione della tipologia dei rifiuti sversati; la determinazione delle sostanze tossiche e nocive, organiche e inorganiche, presenti e delle quantità che possono essere cedute; la determinazione delle stesse nelle acque di falda (prelevate attraverso piezometri o pozzi preesistenti), in campioni di terreno prelevati vicino alla discarica e su vegetali.

Unità Operativa n° 3

Dipartimento di Chimica Generale, Università degli Studi di Pavia

<i>Responsabile:</i>	Prof. V. Riganti
<i>Componenti:</i>	Prof. T. Soldi, Prof. M. Specchiarello
<i>Collaboratori:</i>	Dr. M. Crescenti, Dr. A. Timidei
<i>Tema:</i>	“Rifiuti tossici e nocivi: valutazione critica dei trattamenti di bonifica in sito e negli impianti”

Il problema della caratterizzazione dei rifiuti potenzialmente tossici presenti in discariche abusive è stato affrontato mediante una classificazione formale e l'individuazione delle caratteristiche di pericolosità sostanziale e di rischio.

È stata messa a punto una nuova procedura, e implementato il relativo software, per ricavare la numerosità campionaria. La procedura è basata sull'individuazione preliminare, all'interno di un sito di discarica abusiva, di sub-aree sufficientemente omogenee; è stata valutata la convenienza dell'utilizzo di una maglia triangolare anziché quadrata.

Sono state infine delineate le principali problematiche che si incontrano nell'analisi dei rischi rilevanti di origine chimica, sia durante il trasporto che negli impianti di trattamento e smaltimento dei rifiuti tossici e nocivi.

Unità Operativa n° 4

Dipartimento di Ricerche Aziendali, Università degli Studi di Pavia

<i>Responsabile:</i>	Prof. V. Vaccari
<i>Componenti:</i>	Prof. E. Gerelli, Prof. A. Robecchi Majnardi, Dr. C. Cordoni, Dr. V. Maggiani
<i>Collaboratori:</i>	Dr. S. Ascari, Dr. E. Biasi
<i>Tema:</i>	“Strumenti economico-giuridici per il controllo e la gestione dei rifiuti tossici e nocivi”

Sono state studiate le cause che hanno generato il fenomeno dell'abbandono abusivo di rifiuti nell'area dell'Oltrepò Pavese, individuando sia gli elementi che hanno favorito la formazione delle discariche abusive sia il ruolo dell'apporto dall'esterno dei

materiali di rifiuto. Dato il ruolo essenziale delle vecchie cave, è stata approfondita l'evoluzione economica e tecnologica del connesso settore laterizio.

Il complesso dei dati raccolti ed elaborati ha mostrato che buona parte dei rifiuti provengono da industrie esterne all'area. Sono state identificate le linee preferenziali di apporto esterno ed è stato dimostrato che il periodo di massimo riempimento delle discariche coincide con il consolidamento della struttura viaria e non con quello di massima produzione di laterizi.

L'esame delle strutture di trattamento e smaltimento presenti nell'area ha evidenziato la presenza di numerosi impianti di stoccaggio non definitivo, distribuiti su tutto il territorio, e dimostrato che il "collo di bottiglia" del sistema è costituito dagli impianti di smaltimento finale; pertanto, come risposta a una consolidata domanda di conferimento, è necessaria una adeguata offerta per lo smaltimento legale.

Il tema della minimizzazione della produzione di rifiuti è stato affrontato dal punto di vista della riprogettazione del prodotto e della implementazione di adeguate politiche ambientali, con particolare riferimento all'emanazione di norme giuridiche a fini di prevenzione. È stata evidenziata l'importanza dell'individuazione del punto di equilibrio tra regolamentazione e deregolamentazione per conciliare la tutela dell'ambiente con lo sviluppo economico.

Sono stati infine discussi criticamente gli strumenti economici (tasse ambientali, IVA, cauzione, addizionale ecologica ecc.) e tecnici (utilizzo dei rifiuti) di intervento.

Per quanto riguarda gli aspetti macroeconomici e di impatto ambientale, è stato sviluppato, a livello dimostrativo, un modello di valutazione contingente relativo alla bonifica di uno o più siti contaminati.

Unità Operativa n° 5

Dipartimento di Scienze della Terra, Università degli Studi di Pavia

<i>Responsabile:</i>	Prof. P.L. Vercesi
<i>Componenti:</i>	Prof. A. Cerro, Prof. G. Marchetti, Prof. P. Mascheretti, Dr. A. Lazzarini, Dr. C. Pasquini
<i>Collaboratori:</i>	Dr. F. Cavanna, Dr. P. Guado, Dr. A. Pagano
<u>Linea 1:</u>	"Aspetti geologici, idrogeologici, geomorfologici e geofisici connessi alle problematiche dell'individuazione e della bonifica delle discariche abusive occultate"
<u>Linea 2:</u>	"Aspetti geologici, idrogeologici, geomorfologici, geofisici e geotecnici inerenti all'individuazione e alla caratterizzazione di siti idonei alla realizzazione di discariche controllate e alle metodologie da seguire per la loro progettazione"

I temi di ricerca hanno riguardato gli aspetti geologici del problema dello smaltimento dei rifiuti, che sono stati articolati su due linee di ricerca.

Nell'ambito della Linea 1, sono state messe a punto e sperimentate tecniche di foitinterpretazione multitemporale e metodi per l'individuazione dall'alto di discariche

abusive. Per l'individuazione da satellite di discariche abusive, è stato effettuato, in collaborazione con il CNR-IRRS di Milano, uno studio da immagini Landsat *Thematic Mapper* (TM) che ha messo in luce vantaggi e svantaggi del metodo. Mediante metodi da aereo è stato effettuato uno *screening* completo dell'area di pianura dell'Oltrepò pavese che ha portato all'individuazione di numerose vecchie fosse di cava "ritombate"; su otto di queste sono state eseguite indagini elettromagnetiche VLF, che hanno rivelato risposte anomale in cinque siti.

Su siti noti, oggetto di discarica abusiva, sono state effettuate campagne di fotografia sia all'infrarosso fotografico falso colore, da aereo ultraleggero e da pallone frenato, che all'ultravioletto, da terra, per verificare la risposta dei due metodi. Per i metodi multispettrali, è stata sperimentata, in collaborazione con il CNR-IRRS di Milano, una metodologia che utilizza immagini LARA MIVIS (a 102 bande) per l'identificazione diretta di discariche abusive attraverso algoritmi di classificazione basati sull'indice di vegetazione normalizzato.

Sono stati inoltre affrontati il problema della caratterizzazione e del monitoraggio dello stato di discariche abusive, mediante campagne di misura di parametri geofisici collegabili allo stato di inquinamento, e il problema della valutazione del grado di efficienza e affidabilità dei metodi geoelettrici, elettromagnetici e georadar.

Per la valutazione *a priori* del pericolo di contaminazione della falda da parte di inquinanti rilasciati dalle discariche abusive è stata valutata la vulnerabilità complessiva, ossia la suscettività di un acquifero a ricevere e diffondere un inquinante, che è risultata direttamente proporzionale alla velocità di flusso e inversamente proporzionale al tempo di arrivo di un eventuale inquinante.

Infine, per verificare la rappresentatività delle metodologie di campionamento adottate per le acque sotterranee, sono state eseguite diverse campagne di prelievo e di analisi delle acque di falda sottostanti il sito di discarica abusiva di Redavalle: i risultati hanno messo in luce un inquinamento, attribuibile alla presenza della discarica, mai evidenziato in precedenza.

Nell'ambito della Linea 2, sono state valutate le caratteristiche che i siti devono possedere per essere ambientalmente idonei a ospitare discariche di rifiuti potenzialmente pericolosi, con particolare attenzione alle caratteristiche geomorfologiche (morfologia, condizioni di stabilità dei versanti e aspetti idraulici), idrologiche e idrogeologiche (parametri idrogeologici fondamentali e loro significato, caratteristiche geometriche delle falde idriche sotterranee e loro vulnerabilità) e geologiche-strutturali (rischio sismico, marcata subsidenza ecc.).

Sulla base delle analisi effettuate, si è giunti al riconoscimento di classi di idoneità per la zona collinare e per la zona di pianura. Per la zona collinare, le classi sono state ottenute sovrapponendo, alle caratteristiche idrogeologiche dei terreni, fattori di ordine geomorfologico e strutturale; per le zone di pianura, sono stati prioritariamente considerati gli elementi che definiscono la vulnerabilità delle acque sotterranee. In ogni caso, la conclusione è che il sito ideale di ubicazione dovrebbe garantire sempre e comunque la fuoriuscita del percolato per gravità, ossia per vie naturali.

In funzione della protezione delle acque sotterranee dall'inquinamento, sono stati analizzati i sistemi impermeabilizzanti naturali, artificiali e compositi utilizzabili in funzione del tipo di discarica (in rilevato o a fossa) e del tipo di rifiuti da stoccare, ri-

cavando una serie di indicazioni sul tipo di materiali e sulla disposizione degli elementi che costituiscono la barriera.

Sono state infine indicate le operazioni da compiere per consentire il recupero di una discarica in condizioni di sicurezza ambientale.

Unità Operativa n° 6

Dipartimento di Ingegneria Idraulica e Ambientale, Università degli Studi di Pavia

<i>Responsabile:</i>	Prof. G. Urbini
<i>Tema:</i>	“Criteri per la progettazione delle discariche controllate”
<i>Componenti:</i>	Dr. G. Bertanza, Dr. F. Conti
<i>Collaboratori:</i>	Prof. C. Collivignarelli, Dr. M. Baldi, Dr. P. Pacetti

Sono stati presi in esame i criteri di progettazione, gli aspetti gestionali e le linee di sviluppo delle ricerche.

Per quanto riguarda i criteri di progettazione, sono state esaminate le tipologie di rifiuti, le tipologie di discariche previste dalla normativa italiana e le loro interconnessioni, anche attraverso una rassegna degli studi e delle documentazioni già esistenti. Sono state poi trattate le tecniche alternative di allestimento delle discariche (sistemi a trincea, sistemi a deposito progressivo). Particolare attenzione è stata posta ai sistemi di impermeabilizzazione ed è stato dimostrato che il percolato interagisce con la barriera impermeabilizzante, ponendo quindi problemi di compatibilità chimica. Sono stati infine analizzati e illustrati i criteri fondamentali di progettazione dei sistemi di copertura e di recupero della superficie delle discariche al termine della loro vita operativa.

Per gli aspetti gestionali, è stato messo in evidenza come il monitoraggio ambientale costituisca sia un obiettivo di previsione dei potenziali inquinamenti sia un obiettivo “culturale” nei confronti dell’opinione pubblica. Sono stati descritti e discussi i sistemi di monitoraggio dell’inquinamento ambientale.

Una parte della ricerca è stata dedicata ai macchinari utilizzabili per l’allestimento e la gestione delle discariche e al personale addetto alla conduzione; un’altra, ai problemi di compatibilità reciproca dei rifiuti e ai possibili incidenti, tra i quali gli incendi.

Tenuto presente che, almeno in linea di principio, la discarica è un “sistema chiuso”, difficilmente esplorabile e poco noto, le ricerche sono state orientate verso la valutazione degli effetti a lungo termine sulle barriere impermeabilizzanti, sulla trasformazione delle singole componenti dei rifiuti e sugli aspetti biochimici, termodinamici e cinetici della trasformazione stessa, con l’intento di pervenire a una modellizzazione dei processi di formazione di biogas e percolato, dei fenomeni di assestamento, ecc.

È stato messo in evidenza che, per minimizzare gli effetti di impatto ambientale, la tendenza a livello internazionale è di smaltire in discarica solo residui di pretrattamento dei rifiuti.

Sono state infine valutate le procedure di collaudo delle opere e dei materiali da inserire tra la fase di costruzione e quella di gestione attiva di una discarica ed è stata effettuata un'analisi delle opere e dei materiali che devono essere sottoposti a rigorosi controlli, anche da parte degli enti preposti al controllo.

Unità Operativa n° 7

Dipartimento di Ingegneria Idraulica e Ambientale, Università degli Studi di Pavia

Responsabile:	Prof. C. Collivignarelli
Tema:	“I trattamenti chimico-fisici e biologici dei rifiuti tossici e nocivi”
Componenti:	Dr. M. Baldi, Dr. G. Bertanza
Collaboratori:	Dr. F. Conti

In una rassegna di carattere bibliografico, sono stati esaminati i processi di trattamento e/o recupero dei rifiuti potenzialmente tossici attualmente disponibili. Sono stati descritti i diversi processi, con particolare attenzione ai principi di processo, all'applicabilità e alle soluzioni impiantistiche.

Sono state condotte ricerche sperimentali, con l'obiettivo di valutare l'applicabilità di alcuni trattamenti ai rifiuti liquidi, solidi o fangosi che possono derivare dalle operazioni di bonifica di siti contaminati. I problemi studiati includono: (i) la rimozione dell'ammoniaca da percolati mediante *stripping*. È stato messo a punto e validato un modello matematico del processo di strippaggio in un reattore a bolle e sono state determinate sperimentalmente, su impianto pilota a riempimento, le rese del processo al variare delle condizioni operative; (ii) la degradazione di composti aromatici nelle acque reflue con processi biologici a fanghi attivi in condizioni non convenzionali. In un impianto pilota, è stata verificata la possibilità di rimozione di benzene e toluene da acque reflue; (iii) la rimozione, mediante flottazione, di composti tossici e/o non biodegradabili da reflui speciali. Con prove a scala di laboratorio e semi-industriale, sono stati valutati i limiti di applicabilità per il pretrattamento di reflui liquidi contenenti olii e sostanze sospese; (iv) la caratterizzazione fisico-meccanica di materiali sottoposti a un trattamento di inertizzazione a base di cemento. Sono state determinate le principali caratteristiche di due tipologie di rifiuti al variare del tempo di maturazione e valutate le implicazioni rispetto allo smaltimento in discarica e all'eventuale riutilizzo nel settore edilizio; (v) il trattamento anaerobico in campo mesofilo di rifiuti liquidi pericolosi. In impianto pilota, è stata valutata la trattabilità di un refluo contenente glicole etilenico al quale sono stati aggiunti, in fasi successive, tensioattivi e fenoli.

Sono stati presi in esame gli obiettivi, i criteri di realizzazione e i criteri di gestione delle piattaforme polifunzionali di trattamento e sono state descritte alcune significative realtà italiane e straniere.

Infine, è riportata la descrizione di tre impianti di trattamento del percolato di discarica, recentemente realizzati in Germania.

Unità Operativa n° 8

Dipartimento di Medicina Preventiva Occupazionale e di Comunità, Università degli Studi di Pavia

<i>Responsabile:</i>	Prof. C. Meloni
<i>Tema:</i>	“Valutazione del rischio e definizione di metodologie di prevenzione e controllo a tutela della salute pubblica”
<i>Componenti:</i>	Dr. R. Marchetti, Dr. M. Garavani, Dr. I. Rondini
<i>Collaboratori:</i>	Prof. S. Monarca, Dr. S. Boni, Dr. S. Azzaretti, Dr. C. Marena, Dr. D. Ferretti, Dr. A. Zanardini, Dr. C. Sorlini, Dr. G. Ranalli, Dr. M. Colangelo, Dr. E. Balestrazzi, Dr. C. Capetta

Le variabili e i fattori correlati con la salute umana che devono essere presi in esame nella valutazione degli impatti derivanti da impianti di trattamento e smaltimento di rifiuti potenzialmente pericolosi sono stati individuati e sottoposti ad analisi critica, con lo scopo di definire una metodologia per la stima del rischio di danno alla salute umana negli studi di impatto ambientale. Come “indicatori” di possibile presenza di ammassi occultati di rifiuti, è stata verificata sul campo l’affidabilità di tre nuovi indicatori biologici di presenza di attività tossica in campioni di terreno prelevati in corrispondenza di due depositi di rifiuti. Gli indicatori scelti sono: il *Tradescantia* micronuclei test; lo studio dei caratteri qualitativi degli artropodi appartenenti alla meso e macro-fauna edafica; la valutazione dell’entità di presenza e dell’attività metabolica della flora batterica tellurica. È stato dimostrato che questi indicatori possono essere considerati “testimoni indiretti”, perché sono in grado di rilevare l’esistenza di un possibile danno in organismi animali inferiori e in organismi vegetali ma non sull’uomo; i test sono semplici e poco costosi e hanno fornito buoni risultati.

Unità Operativa n° 9

Istituto di Botanica, Università degli Studi di Pavia

<i>Responsabile:</i>	Prof. A. Pirola
<i>Linea 1:</i>	“Individuazione di fitocenosi correlate a substrati eterogenei di origine antropica”
<i>Linea 2:</i>	Tema a), “Criteri geobotanici per la collocazione di discariche”; Tema b), “Reinsediamento della copertura vegetale su discariche”; Tema c), “Programma di monitoraggio sull’evoluzione dei ripristini della vegetazione”
<i>Componenti:</i>	Prof. G. Caretta, Prof. A.M. Picco, Dr. M. Brusoni, Dr. P. Lassini
<i>Collaboratori:</i>	Prof. F. Sartori

La Linea 1 si muove all’interno delle metodiche di individuazione, di bonifica e di recupero delle discariche. Uno dei due principali argomenti di studio è stato l’individuazione qualitativa di fitocenosi correlate a substrati eterogenei di origine antropica. Per la localiz-

zazione di siti interessati da ammassi abusivi di sostanze potenzialmente tossiche è stata utilizzata l'analisi floristica. Nell'analisi, si è tenuto conto dell'eterogeneità floristica e strutturale della vegetazione e sono state evidenziate specie guida correlate a particolari fattori edafici; le fitocenosi antropogene presenti nelle discariche scelte per lo studio sono state riconosciute in base ai rilievi fitosociologici; per evidenziare discariche abusive attraverso il riconoscimento di variazioni dei caratteri della vegetazione, è stata utilizzata l'analisi fotogrammetrica integrata da osservazioni dirette

Successivamente, sono stati presi in esame gli effetti delle discariche di sostanze potenzialmente tossiche sulla flora e sulla vegetazione del sito. Sono state utilizzate: l'analisi corologica della flora, al fine di evidenziare la componente antropocora e/o esotica; lo studio autoecologico delle specie, al fine di verificarne il valore di indicatore ecologico; lo studio sinecologico delle comunità vegetali presenti, focalizzando in particolare l'attenzione sull'analisi della componente fungina tellurica correlata alla vegetazione di copertura; la ricerca di specie indicatrici morfologiche; la deduzione di caratteri floristici e vegetazionali discriminanti rispetto a siti non interessati da discariche; la valutazione quantitativa dell'impatto sulla vegetazione.

Per lo studio del recupero territoriale, sono stati analizzati i processi spontanei di occupazione del suolo e il controllo del reinsediamento della copertura vegetale e sono state esaminate le modalità di realizzazione dei monitoraggi.

Nell'ambito della Linea 2, relativa a nuovi criteri di individuazione di siti ambientalmente idonei alla realizzazione di discariche di rifiuti potenzialmente tossici, sono stati esaminati: i criteri geobotanici, per l'individuazione degli ambiti territoriali da escludere per la localizzazione di stoccaggi provvisori o definitivi in relazione alle norme di tutela degli elementi di valore naturalistico; la definizione di una scala di valutazione del pregio naturalistico, adatta per il territorio in esame. Sono state precisate anche le modalità di reinsediamento e il controllo nel tempo della copertura vegetale su discariche, analizzando in particolare la dinamica della vegetazione, e sono state individuate le specie di maggior successo e i loro rapporti con specie floristiche autoctone; alcuni casi sono stati confrontati con esperienze effettuate su altre discariche.

Unità Operativa n° 10

Dipartimento di Ingegneria Idraulica, Ambientale e del Rilevamento, Politecnico di Milano

<i>Responsabile:</i>	Prof. L. Bonomo
<i>Tema:</i>	“Tecniche di bonifica di terreni contaminati: valutazione dei campi di applicazione ottimali e delle procedure di svolgimento degli studi di fattibilità”
<i>Componenti:</i>	Dr. G. Andreottola, Dr. P. Comolli
<i>Collaboratori:</i>	Dr. A. Pollice, Dr. C. Porta, Dr. F. Tatano

In una prima fase di tipo conoscitivo, sono state individuate le diverse tecniche di bonifica disponibili: trattamenti *in situ* (senza rimozione del terreno), *on site* (con rimozione e trattamento in loco) e *off site* (che comportano il trasporto del materiale al-

l'impianto di trattamento). Dal punto di vista dei processi, sono stati analizzati trattamenti biologici, chimico-fisici e termici.

Nella seconda fase, di tipo propositivo, è stato sviluppato e messo a punto un protocollo operativo per la conduzione di prove sperimentali di trattabilità dei suoli in bioreattori. Sono state esaminate le fasi preliminari essenziali per la soluzione del problema: caratterizzazione quali-quantitativa dei contaminanti e dei suoli e definizione dei criteri di scelta del tipo di intervento in funzione della specifica situazione. La sperimentazione ha avuto inizio con l'identificazione delle modalità di campionamento; dopo aver condotto le necessarie indagini preliminari di laboratorio, sono stati preparati gli inoculi ed effettuati i controlli microbiologici; sono state infine definite le modalità operative per la sperimentazione su scala pilota.

Per verificare operativamente le procedure descritte nel protocollo (linee guida), sono state condotte prove sperimentali su uno specifico contaminante organico, il fenolo, che è stato utilizzato per la validazione dei processi. Il comportamento di questo composto nei sistemi acqua-suolo è stato seguito in condizioni controllate, in presenza e in assenza di microrganismi.

È stato infine affrontato lo studio del funzionamento di un bioreattore in fase semi-solida *EIMCO Biolift Reactor*, della capacità di circa 65 litri. È stata verificata l'efficacia del trasferimento di ossigeno in presenza di elevate concentrazioni di solidi, al variare del rapporto solido/liquido e in diverse condizioni di agitazione, temperatura e portata d'aria. Questa sperimentazione ha consentito di verificare anche le potenzialità del bioreattore in termini di uniformità di miscelazione, inerzia termica e capacità di mantenere condizioni operative costanti nel tempo.

Unità Operativa n° 11

Dipartimento di Scienze Ambientali, Università degli Studi di Milano

<i>Responsabili:</i>	Prof. R. Marchetti e Prof. A. Occhipinti
<i>Tema:</i>	“Impatto di discariche sulle componenti biotiche e abiotiche dei corpi idrici superficiali e sotterranei”
<i>Componenti:</i>	Dr. P. Galli
<i>Collaboratori:</i>	Dr. F. Losi, Dr. A. Buffagni

Lo studio dei possibili effetti negativi di discariche abusive sull'ambiente idrico è stato condotto mediante l'analisi delle comunità macrobentoniche. A tal fine, sono state analizzate discariche che interferiscono, direttamente o indirettamente, su ambienti a tipologia differente: fiume, torrente, lanca e laghetti artificiali.

Alle liste faunistiche, redatte per ciascun ambiente considerato, sono stati applicati gli indici strutturali (dominanza di Simpson e diversità di Shannon); negli ambienti coerenti con il protocollo (ambienti lotici), è stato applicato l'*Extended Biotic Index*.

Queste metodologie si sono rivelate molto efficaci nel riconoscimento delle alterazioni della comunità macrobentonica; è stato quindi suggerito il loro impiego in

studi volti a verificare i possibili effetti negativi delle discariche abusive sulle biocenosi acquatiche.

È stato inoltre evidenziato che queste metodologie possono essere utilizzate per definire le priorità di recupero e per verificare l'efficacia degli interventi di risanamento.

Unità Operativa n° 12

Istituto per l'Ambiente, Milano

<i>Responsabile:</i>	Ing. G. Bressi
<i>Linea 1:</i>	“Gli interventi sul percolato”
<i>Linea 2:</i>	“Formazione, trattamento e smaltimento del percolato prodotto da discariche per rifiuti speciali”
<i>Componenti:</i>	Dr. L. Dugnani, Dr. M Gandolla, Dr. F. Signoroni
<i>Collaboratori:</i>	Dr. C. Pagani

Nell'ambito della Linea 1, sono state valutate le possibili tecniche di intervento per arginare gli effetti della fuoriuscita di percolato da depositi abusivi di rifiuti. Sono state esaminate le tecniche di confinamento degli inquinanti e le tecniche di decontaminazione del sito inquinato. A conclusione, sono stati sinteticamente esposti alcuni casi di studio.

La Linea 2 è stata articolata in due fasi: raccolta ed elaborazione dei dati della più recente letteratura tecnica e scientifica; fase sperimentale di verifica, su scala pilota, dei risultati ottenibili dalla combinazione di diversi trattamenti.

In particolare, la composizione del percolato di discarica è stata seguita nelle sue variazioni in funzione del tempo di vita e delle caratteristiche della discarica. Tra i possibili trattamenti del percolato, sono stati discussi quelli biologici (aerobi e anaerobi) e quelli chimico-fisici (chiariflocculazione, adsorbimento su carbone attivo, trattamenti mediante membrane, trattamenti termici, ozonazione combinata con raggi ultravioletti).

Tra le alternative di smaltimento, sono state esaminate sia quelle consentite dalla normativa italiana, sia quelle tecnicamente possibili e consentite in altri Paesi. Sono stati trattati lo smaltimento del percolato presso impianti di depurazione dei reflui urbani, che è la soluzione più comune; il ricircolo del percolato nel corpo della discarica, sostanzialmente non consentito in Italia; lo smaltimento del percolato sul terreno, consentito in Italia solo se utile a fini agronomici.

Poiché l'esame della letteratura ha mostrato che non esiste un unico processo in grado di trattare adeguatamente il percolato, rendendone possibile l'immissione in acque di superficie, è stata condotta una ricerca sperimentale volta a identificare una soluzione modulare, con l'impiego di quattro tecnologie di base: bioreattore a membrana, raggi UV-ozono, evaporazione, osmosi inversa.

I risultati migliori, tuttora da approfondire ma già promettenti, sono stati ottenuti dalla combinazione dei processi con bioreattore a membrana e di osmosi inversa.

Gruppo di lavoro 13

Dipartimento di Genetica e Microbiologia, Università degli Studi di Pavia

<i>Responsabili:</i>	Prof. O. Tiboni e Prof. A. Sanangelantoni
<i>Tema:</i>	“Studi microbiologici di suoli contaminati da composti xenobiotici”
<i>Componenti:</i>	Dr. A. Seves

Allo scopo di isolare microrganismi specializzati nei suoli contaminati, sono stati eseguiti campionamenti in alcune discariche abusive; su questi campioni sono stati effettuati trattamenti in scala di laboratorio.

I microrganismi sono stati successivamente sottoposti a differenti condizioni ambientali per individuare le condizioni ottimali per il loro sviluppo in presenza, come unica fonte di carbonio, delle sostanze inquinanti presenti nel campione.

Risultati promettenti di innocuizzazione microbiologica di rifiuti tossici sono stati ottenuti in sperimentazioni su suoli contaminati da pesticidi nella discarica di Lungavilla.

Indice analitico

Acidità (pH), 103, 124, 160-161, 163,
166-180, 184-187, 189

Acqua

limpida, 27
vapore, 38, 40, 52

Adsorbimento

effetto di, 25-28, 35-36, 40, 44,
89, 160-163,
165, 172, 174
acidi fulvici, 161
acidi umici, 161, 172
attività batterica, 163
capacità di scambio ionico, 163
capacità di trattenimento, 163
dell'acqua nel suolo, 163
sabbia, 27, 57-58, 61, 70
sostanze organiche, 28, 87, 98, 103, 117,
160-161, 163,
171-172

Ambienti

battigia spiaggia, 119
campi arati, 38
coltura mais, 48
lentici, 108
lotici, 107-109, 113
pietraie alpine, 119

rive fluviali, 120
rive lacustri, 120
spiagge marine, 119, 120
suoli coltivati, 120

Analisi

aerofotogrammetrica, 124
contenuto ATP, 96, 102, 104
delle popolazioni, 127
di dominanza, 111-112
di Landolt, 123-124
floristica, **115-117**, 120-122
fotogrammetrica, 124
spettro biologico, 122
multispettrale, 23-24, 30, 38, 42, 44-46
storica multitemporale, 33
tassonomica, **109-110**
visuale, 46

Angolo di vista, **49-50**

Anomalie, 35, 42, 46, 52-55, 59-70, 75-76, 78, 94, 178
fitosanitarie, 54
magnetiche, 68-69
termiche, 42, 52-54

Area

a rischio, 43, 55
fogliare, 48

- Arsenico (As), 88, 165-166, 171
- Associazioni vegetali, 36, 115, 120
cambiamenti tassonomici, 36
- Assorbimento atmosferico, 25
- Bersagli sensibili, 85-86
B, 87
- Bersagli, materiali e composti, 22-23, 27, 42, 55, 57, 60, 66, 71, 75, 85-86
ammassi rifiuti, 51, 66, 91, 95
bidoni metallici, 42, 51, 55, 61
campioni inertizzati, 173, 186
campioni inertizzati con calce, 172-173
campioni inertizzati con cemento, 172
corpi metallici, 60, 66-67, 69-70, 72
corpi non metallici, 72
corpi sepolti, 41, 62, 73, 75
dimeota, 103
ethyon, 103
fanghi, 41, 51, 102-103, 121, 167-168, 173-177
fanghi industriali, 41, 57
fango da acciaieria inertizzato, 177
finiture di minuterie industriali, 176-177
fondi di distillazione, 103
fosse di cava ritombate, 35
impasti, 168
inerti, 74, 121
lindano, 103
materiale catramoso, 103
materiali inorganici, 174
materiali organici, 44, 52, 74, 98
melme, 41, 74, 188
melme acide, 74, 121
polveri da combustione RSU inertizzate, 177, 187
ricoprimenti di minuterie industriali, 176
sacche, 62, 72
scoria silicea, 175
sedimenti, 39, 40, 104, 107, 167
superfici di separazione, 72
vernici, 64, 103
- Biocenosi acquatiche, 114
- Biodiversità, 96
livello di, 96
- Biogas, 46, 52-54, 62, 164, 166
- Bioindicatori, 96, 100
variazione della diversità degli artropodi, 96
- Biomassa, 30, 44, 96, 103-104, 117-118, 127
indice di, 52
vegetale, 30
- Cadmio (Cd), 145, 149, 158-159, 165-166, 171-174, 178, 180-187
- Campionamento
casuale
semplice, 134, 145, 148
sistematico, 134-135, 137, **144**, 145-147
distanza massima, 136, 138-139, 145-147
distanza media, 136, 145, 147
punti critici, 136
a griglia, 125
stratificato, 135
strategia di, 97, 125, 127
a spina di pesce, 125-126
random, 125-126
stratificato, 126, 135-136, 142
- Caratteri differenziali, **122-124**
floristici, **122-124**
vegetazionali, **122-124**
- Caratteri vegetazionali, 115
fisionomico, 115
floristico, 115
strutturali, 115, 120-121
- Caratteristiche
spaziali, 26, 28
temporali, 26, 28
- Caratterizzazione, **21-22**, **83-132**, **133-192**
ammassi abusivi, 47, 84-85, 87-88, 115, 125
metodi, 22
corpi idrici superficiali, **106-115**

- suoli, **95-106**
 vegetazione, **115-124**
- Carotatore, 99
- Carte tematiche, 23-24, 52
- Classi di qualità, 112
- Classificazione animali suolo, 97-98
 macrobiota, 97
 macrofauna edafica, 96, **97-102**, 127
 mesobiota, 97
 mesofauna edafica, 96, **97-102**
 microbiota, 97
- Clorofilla, 25, 27, 35-36, 39-40, 44
- Clorosi, 36
- Cobalto (Co), 160, 163
- Concentrazione limite, 140, 143-145, 147, 149,
 151, 154, 157-159, 163-164
 nei terreni, 159, 161, 164
 nelle acque di falda, 159, 164
- Concetti fondamentali di statistica
 accuratezza, 140
 coefficiente di variazione, 141, 143, 151, 182
 deviazione standard, 140, 142-144, 151,
 153, 156, 158, 182
 deviazione standard delle medie, 140
 distribuzione di Poisson, 140, 144
 distribuzione normale, 140-141, 151, 153, 156
 errore standard, 142, 151, 153, 156, 158
 frazione di popolazione, 142
 frequenza assoluta, 141
 gradi di libertà, 142, 150, 152-153, 155-156, 158
 intervallo di confidenza, 93-94, 140, 142, 158
 media, 140-142, 149-150, 152-158
 media dei campioni, 142
 media della popolazione, 142, 151, 154, 157
 mediana, 182
 numerosità campionaria, 138, **139-144**, 145,
 149, 157
- precisione 140
- scarto quadratico medio 141-143, 151, 153,
 156, 158-159
- scostamento 141-143, 151, 154, 157
- test di Dixon 180-181, 187
- test di Student 141, 144-145, 149,
 152, 155, 158
- varianza 140, 142, 150-153, 156,
 158-159, 182
- conta in piastra, 102
- Copertura stereoscopica, 32
- Corpi idrici, 30, 44, 75, **106-115**
- Criticità, 125
 stima della, **84-95**
- Cromo (Cr) 165-166, 173-174, 177-178,
 181-182
- Cromo (VI), 173-174, 178-182, 184, 186
- Cromo totale, 173-174, 178-182, 184-185
- Cubo immagine, 30-31
- Curve spettrali, 25
- Danni su organismo umano
 estensione, 95
 generali, 89
 locali, 89
 sistemici, 89
- modalità di esposizione, 89
 acuti, 89
 cronici, 89, 91-92
 subacuti, 89, 90-92
- tempo di comparsa, 89
 acuti, 89-90, 92
 cronici, 89, 91-92
 subacuti, 89-90, 92
- tipologia, 89
 allergizzanti, 89
 cancerogeni, 84-85, 89, 105
 embriotossici, 84-85, 89
 irritativi, 89
 tossici, 84-85, 89-93, 96, 98,
 100, 102, 106,
 163-166, 189

Danno vegetazionale (densità di), 42

Dati

elaborazione, 26, 29, 77, 79, 100,
109-112

digitale, 23-24, 30, 41, 44, 47
elettronica, 24
supervised, 24
unsupervised, 24

interpretazione, 26, 55, 59, 66, 80, 97, 115

raccolta, 22, 26, 58
percorso trasmissivo, 26
scena investigata, 26
sensore, 26 *vedi anche Sensore*
sorgente di radiazione, 26

rappresentazione tematica, 26

Determinazione attività microbiologica del suolo

contenuto in ATP, *vedi Analisi*

Discarica

Bressana Bottarone, 121, 123

di IIa categoria, 166, 187

di tipo B, 164-166, 187

Redavalle, 121-123

Ecosistema, 84-85, 92, 94-95, 102, 104, 106-107,
111, 126-127

naturale, 96

Edafico, 116

popolamento, 97

Effetti degli inquinanti, **89-92**

danno vero e proprio, 89

molestia, 89, 90

Emissività, 30, 45

Energia, 22-23, 26, 28, 30, 35, 41,

52, 55-56, 70, 95, 104

emessa, 25-26, 30, 42

radiante, 25

riflessa, 25-26, 34, 42

Esagerazione del rilievo, 32

Eterogeneità caotica, 125

Fattori di pressione, 85

Fattori limitanti la crescita, 118

competizione, 118-121

disturbo habitat, 118-122

stress ambientale, 118-121

Fauna edafica, 96, 127

valutazione caratteri qualitativi, **97-102**

Fenoli 165-166

Finestra atmosferica, 26

Firma spettrale, 24, 27, 46

discariche, 46

Fitosociologici, 118

rilevamenti, 116

sintesi, 115

Flora, 96, 116-118, 123-124

autoctona, 116

spontanea, 116-117, 120, 123

Fogliame, 33

deciduo sano, 38

malato, 38

Fotografia aerea, 22, 28, 30, 33,
115, 124

a colori, **31-33**, 124

a grande scala, 33

in bianco e nero, 32, 47

pancromatica in bianco e nero, **31-33**

Fotografia infrarosso, **33-37**, 38

bianco e nero, 34-35, 38

falso colore, 34-35, 38

Fusti alberi, 38, 123

Griglia, 69, 125

a maglia quadrata, 126, 134-139,
145-146

a maglia triangolare 135-139, 145

Idrocarburi, 91, 163, 166

Immagini, 23-24, 28-36, 38
48, 52-53

da satellite, **42-43, 45-46, 47-49**

digitali, 42-43

fotografiche pancromatiche, **31-33, 43**

iperspettrali, **37-41**

multispettrali, **37-41, 42-43, 46**

radar, 47, 49-50, **51-52**

satellitari, **43-47**

superfici sepolte, **49-51, 59**

termiche, 41, **45-46**

Impatto ambientale, 85-88, 107

Impianto di stoccaggio

definitivo 143

Indagini

agronomiche, 54

botaniche, 54

elettriche, 22

forestali, 54

geologiche, 54

gravimetriche, 22

magnetiche, 22

pedologiche, 54

Indagini dirette, 55

saggi di scavo, 55

trincee esplorative, 55

Indicatori, 24, 27, 42, 46, 54, 66

biologici, **83-132**

di danni funzionali, 92

di danni organici, 92

di danno iniziale, 92

precoci, 92

chimici, 95

di effetto, 84, **89-92, 94-95**

di presenza, **84-95**

di rischio, **84-95**

ecologici, 95, 115, **123-124**

Indice

ambientale, 95

basato su studio comunità
macrobentonica, 107, 110-111

biologico, 95, 106-107, 110

biotico, 110-112

Biotico Esteso

(*Extended Biotic Index*), 107, 112

di diversità, 111

di dominanza, 111-112

di qualità, 96, 101, 108

di ricoprimento della specie, 121

di Shannon, 111

di Simpson, 111-112

EBI, 107, 112-114

NDVI, 47, 52

strutturale, 111-112, 114

abbondanza, 111

diversità, 111-112

dominanza, 112

Inerzia termica, **41-46, 74-75**

apparente, 42

Informazione

disponibile, 87

teoricamente necessaria

ma non disponibile (DND), 87-88

Interferometria, 49

Leaching 164, 167-170, 188-189

Limonite, 27

Lisimetri 162, 167, 169

Magnitudo (M), 86

Mercurio (Hg), 88, 165-166, 178-181, 183

Metalli, 36, 61, 70, 73, 102-104, 108, 123, 160-163, 165

biodisponibilità, 160

solubilità, 160-161, 170, 175-176, 189

Metodi di campionamento

organismi bentonici, **108-112**

rete Surber, 109

retino immanicato, 108-109

substrati artificiali, 108-109

Metodi di individuazione dei metalli, 73

Metodi elettromagnetici, **62-66**

- metodo MAX-MIN, 64
- metodo TDEM, 66-67
- metodo TURAM, 64
- metodo VLF, 65

Metodi geoelettrici, **57-62**

- metodi elettromagnetici, **62-63**, 66
- mise à la masse*, 57, 62
- polarizzazione indotta, 57, 59-60
- potenziali spontanei, 57, **61-62**
- resistivo, **57-60**
- sondaggio elettrico verticale, SEV, 58

Metodi geofisici, 22, 55

- attivi, 55
- da terra, **55-80**
- passivi, 55

Metodi gravimetrici, **75-78**

Metodi magnetici, **67-70**, 76

- misura del campo magnetico terrestre, CMT, 67
- misura del gradiente del CMT, 67
- misura della componente verticale del CMT, 67

Metodi sismici, **78-80**

- metodo a riflessione, 76, 78-79
- metodo a rifrazione, 78-79
- metodo *cross-hole*, 78-79

Metodo dei potenziali spontanei, **61-62**

- campi *geoelettrici* naturali, 61

Metodo di Berlese-Tullgren, 99

Metodo radar, **70-73**

- georadar, 72-73

Metodo resistivo, **57-60**

- PEV, 59
- profilo elettrico verticale, 59

SEV, 58

Metodo termografico, **73-75**

- termocamere terrestri, 73

Metodo di rilievo

- da terra, **55-80**
- dall'alto, **22-52**

Microrganismi autoctoni, **102-105**

- conteggio popolazioni microbiche, 102
- determinazione contenuto ATP, 96, 102, 104
- valutazione attività metabolica, **102-105**
- valutazione entità di presenza, **102-105**

Missione Sidera, **51-52**

Misure di calibrazione, 24

Misure radiometriche, 23

Mobilità

- nel suolo, **160-162**
 - composti organici, 95, 117, 188
- inquinanti, **159-189**
 - nel suolo, **160-162**
 - nella vegetazione, **102-103**
- metalli nel suolo (effetto di), 160
 - agenti complessanti, 161, 166, 169
 - concentrazione salina, 161
 - pH delle acque, 160
 - speciazione, 162
 - stato di ossidazione, 161

Mobilità di metalli nella vegetazione, **162-163**

- capacità delle piante di trasferire, 162
- frazione accessibile alle radici, 162
- quantità totale di metallo nel suolo, 162

Nichel (Ni), 103, 160, 163, 165, 176-177

Odds Ratio (OR), 91, 93-94

Ordine strutturale, 122

Parametri

- geometrici, 43, 137
- moltiplicativi, 84-85

- bioconcentrazione, 85
 - grado di dispersione ambientale, 85
 - persistenza, 84
 - spettrali, 43
- Percolato, 52-54, 62, 72, 162, 164, 166, 170, 176
- Percorso trasmissivo, 26
- Pericolosità, 85-88, 159, 188
- Pesticidi, 91, 96, 98-99, 103, 105
 - clorurati, 165-166
 - fosforati, 165-166
- Piani di campionamento, **134-137**
 - di tipo probabilistico, **134-135**
 - campionamento casuale semplice, 134
 - campionamento casuale sistematico, 134
 - campionamento casuale stratificato, 135
- Piante
 - accumulatrici, 123
 - escluditrici, 123
 - indicatrici, 123
- Piombo (Pb), 103, 144-145, 160, 165-166, 171, 173-187
- Potere genotossico, 84, 96, **105-106**
 - test di Ames, 96, 105-106
 - test *Tradescantia*-micronuclei, 96, 105-106
 - test *Tradescantia*-MCN, 96, 106
- Pressione ambientale, 86
- Probabilità, 84-87, 90, 96, 104, 110-111, 136, 140, 150-157
- Processi di
 - adsorbimento, 160-161
 - carbonatazione, 184
 - desorbimento, 160
- Progetto, 22, 38, 46, 51
 - LARA, 38
- Prove di cessione, **159-189**
 - AFNORX 31-210, 167-168
 - Availability test, 168-169, 175
 - capacità di rilascio, 166-167
 - DIN 38414 S4, 167
 - EP, 167, 169-171, 174
 - massimo rilascio, 166
 - NVN 2508, 167-168
 - NVN 5432, 167, 169, 171, 175-176
 - TCLP, 167, 169-171, 174
 - test di disponibilità, 168
 - test di verifica on site, 169
 - test fisici, 169
 - test in batch, 168
 - test in colonna, 168-169
 - test lisimetrico, 167
 - TVA, 167-168, 170
- Campionamento, 135-139, 145-146, 148
 - numerosità campionaria, 138, **139-144**
- Radianza, 25, 30, 46
 - analisi della distribuzione spaziale, 46
- Radiazione, 25-26, 28, 30, 34-35, 37-38, 45, 47-48, 52, 73
 - profondità di penetrazione, 48, 64, 69-70, 72
- Rame (Cu), 103, 160, 165-166, 171-174, 176-186
- Rapporto di mutagenicità, 106
- Registrazione dati, 29, 37, 56, 80
 - Daedalus AADS 1268, 38
- Remote sensing, 22, 49, 51
- Resistività, 42, 55, 57-60, 62, 66
 - apparente, 58, 59
- Rifiuti
 - industriali, 41, 74
 - inertizzati, **172-176**
 - RSU, 41-42, **52-54**, 60, 107
 - solidi, 74, 84, 140, 145, 164, 166-168, 171, 177, 187
 - termicamente attivi, 42
 - termicamente inattivi, 42
- Riflettanza, 25, 27, 34-36, 46

Riflettività, 27, 33, 35-37

curve, 27

spetttrale, 27, 29

Rilascio, 166-167, 175-176, 189

a breve termine, 166, 169-170

a lungo termine, 166, 169-170

a medio termine, 170

Rilievi forestali, 34

Riprese, 22-23, 28-29, 43, 45-47, 49, 53

da piattaforma, **31-42**, 51

fotografiche, **31-37**

termiche, **41-42**

Rischio, 43, 55, 60, **84-95**, 141, 159, 160

assoluto, 85

globale, 86-88, 119-121, 124

indici di, **84-95**

potenziale intrinseco, 84

relativo, 86

potenziale, 84, 160

stimabile in sede tecnica, 87

Risk assessment, 85

Risposta cromatica, 32, 35

Satellite, 22, **42-47**, 49-50

ERS, 49-50

Explorer, 45

Itos, 45

JERS, 49-50

Landsat, 29, 42-45

Meteosat, 45

Nimbus, 45

Noaa, 45

RADARSAT, 49-50

Seasat, 49-51

Skylab, 45-46

Spot, 29, 42-43, 45-46

Tiros, 45

Selenio (Se), 163, 165-166

Sensore, **28-30**

a matrice sensibile, 23, 28-29

a microonde, 30

a radiazioni gamma, 30

a scansione, 23, 28-29, 38, 45

a scansione iperspettrale, 23, 30, 38-39

a scansione multispettrale, 23, 30

AMI-SAR, 49

attivi, 28, 30

Daedalus AA5000, 38

di immagini, 30, 32-33, 35

di misure, 79

fotografici, 28

HRV, 29, 45

iperspettrale, 23, 30-31, 38-39

macchine fotografiche, 28

MIVIS, 31, 38-41

MSS, 29, 43-44

passivi, 28

Radar, 26, 30-31, 47-52, 70-73

radiometri, 28, 45

SAR, 49-52

scatterometri, 28

SIR-A, 49-51

SIR-C/X-SAR, 49

spettrofotometri, 28

SPOT XS, 43

Thematic Mapper, 29, 42-46

termici, 30

VHRR, 45

Sistema informativo georeferenziato, 43

Software, 59, 135, **137-144**

dati in input, 145

dati in output, 144-145, 147-148, 157

determinazione coordinate cartesiane, **137-139**

punti di prelievo, 134-135, **137-139**, 143, 145-146

determinazione della numerosità

campionaria, 138, **139-144**, 145, 149, 157

esempi applicativi, **144-159**

- Solventi, 103, 106, 159-160
165-166
clorurati, 165-166 vedi anche *Pesticidi*
organici aromatici, 166
organici azotati, 165-166
- Sorgente di interferenza (S), 86-87
- Specie
guida, 115-116, **117-122**
nitrofile, 117
pioniere, 115-117, 122
ruderali, 115-117,
119-121
- Specie archeofite, 116-117
erba cornacchia comune, 117
forasacco, 117
malva domestica, 117
meliloto, 117
ortica minore, 117
orzo selvatico, 117
verbena comune, 117
viparina azzurra, 117
- Specie autoctone, 116, 123
cardo, 117
cardo campestre, 117
celidonia, 117
ortica, 117
romice comune, 117
silene bianco, 117
tasso barbasso, 117
- Specie neofite, 116-117
enagra comune, 117
erba cornacchia, 117
falsa camomilla, 117
lattuga selvatica, 117
rafano, 117
verga d'oro
del Canada, 117
- Spettro corologico, 122-123
- Spettro elettromagnetico, 23, 25-26, 32, 43
infrarosso lontano, 45
infrarosso medio, 25, 38, 44-45
infrarosso vicino, 25, 31, 34-35, 37-38, 43-44, 52
IR lontano, 25, 29
IR medio, 25
IR termico, 25
IR vicino, 25, 28, 45
luce visibile, 25, 34
microonde, 24-26, 30, 48
- Standard tabellari, 85
di confronto, 85-86
- Stereoscopi, 32, 35
- Strategie biologiche, 119, 121
interazioni, 119
stress tollerante, 119-121
- Strategie secondarie, 120
competitive-stress tolleranti, 120-121
competitive-stress
tolleranti-ruderali, 121
ruderali-competitive, 121
ruderali-stress tolleranti, 120-121
- Stress, 28, 35, 44-45, 54, 96, 110, 118-121
da metalli, 36
intensità, 110, 119-121
- Strutture geologiche, 49, 55
- Strutture tettoniche, 66
faglie, 66
zone fessurate, 66
zone fratturate, 66
- Suolo
analisi di qualità, 102
argilla, 27, 57-58, 61, 70, 73, 162
contenuto in sostanze organiche, 28
copertura, 24, 30, 33, 35, 47, 51, 72, 103,
115-116, 119-122
drenaggio, 34, 163

ghiaia, 57
 limo, 27
 marne, 57-58
 monitoraggio biologico, 107
 morfologia, 36
 roccia, 57
 rugosità, 27, 30, 47
 sabbia, 27, 57, 61, 70
 secco, 27, 51, 103, 123, 188-189
 tessitura, 27, 33, 43-44, 46
 tipologia, 37, 42, 55, 74
 umidità, 25, 30, 34, 40, 47, 51, 123-124, 184
 umido, 27, 70
 uso, 30, 39
 contenuto in azoto, 95, 117, 124
 contenuto in nutrienti, 118, 122, 124, 160
 dispersione, 53, 85, 123-124, 151, 154, 157-158, 174, 178
 pH, 124, 163

Superfici
 pendenza, 47

Telerilevamento, 24-26, 28, 30, 34, 46-47, 55
 a distanza, 22-24, 26
 a matrice sensibile, 28-29
 a scansione, 23, 28-29, 38, 45
 aereo, **22-42, 52-54**
 attivo, 26, 47
 elettronico, 23, **37-42**
 fotografia aerea, 22, 28, 30, 33, 115, 124
 fotografico, 23, 26, 32, 34, 44, 51
 intervallo temporale, 24
 passivo, 26, 28, 30, 52, 55, 162

satellitare, **22-31**, 42, 45, 49
 su supporto analogico, 24

Termografia, **52-54, 73-75**

Test, 92, 94, 96, 102, 104-106,
 Compliance test, **164-166**, 167-169, **169-171**,
 172, 175, 178
 Standard Europeo, 174-178, 180-182, 185-187, **188-189**
 interlaboratorio, **177-188**

Test di eluizione, 164-166, 169
 con acido acetico, 165-166, 171-172, 174-177,
 185-186, 188
 con acqua satura di CO₂, 171, 176
 con soluzione satura anidride carbonica, 165-166
 influenza di
 granulometria, 174-176
 velocità di rotazione, 168, 171
 significato, 54, 75, 85, 164
 ufficiali in Italia, **169-176**

Tolleranza ecologica, 118

Vegetazione
 copertura autoctona, 116
 indice, **111-112**
 NDVI, 46, 52

Vie critiche, 86-87

Visione, 32, 45, 47
 fuori nadir, 45
 nadirale 45

Vulnerabilità, 48, 61, 64, 86, 197

Zinco (Zn), 103, 160, 165,
 177, 191

**COPIA NON COMMERCIABILE
E IN DISTRIBUZIONE GRATUITA**

*Finito di stampare
presso "Arti Grafiche by Juri Iodice"
di Sannazzaro, Pavia
nel mese di marzo 1998.*

La Fondazione Lombardia per l'Ambiente è stata istituita dalla Regione Lombardia nel 1986 come ente di carattere morale e scientifico per valorizzare l'esperienza e le competenze tecniche acquisite in seguito al noto incidente di Seveso del 1976. La Fondazione ha come compito statutario lo svolgimento di attività di studi e ricerche volte a tutelare l'ambiente e la salute dell'uomo con particolare attenzione agli aspetti relativi all'impatto ambientale di sostanze inquinanti. A tal fine collabora, nei propri programmi di ricerca e formazione, con le università lombarde – rappresentate nel consiglio di amministrazione – il CNR, il Centro Comune di Ricerca di Ispra e gli organismi tecnici dei principali enti di ricerca nazionali e regionali.

In questo volume sono riportati i risultati delle ricerche condotte per lo sviluppo e la validazione di metodologie per l'individuazione, la caratterizzazione e il campionamento di ammassi abusivi "occulti" di rifiuti pericolosi. La maggior parte di queste metodologie può essere utilizzata anche per studi di discariche abusive "in esercizio" e di discariche di RSU, in esercizio o dismesse. Lo spettro delle metodologie utilizzate o sviluppate è stato selezionato in base ai criteri di scelta indicati nei singoli capitoli.

Nel primo capitolo sono riportati i risultati ottenuti e ottenibili quando l'individuazione, la caratterizzazione e il monitoraggio sono effettuati con metodi fisici. Vengono discusse le apparecchiature, i metodi, i risultati e la valutazione delle capacità operative delle tecniche di rilievo "dall'alto" e "da terra".

Nel secondo capitolo viene discussa la possibilità di utilizzo degli indicatori biologici per la caratterizzazione del suolo, dei corpi idrici superficiali e della vegetazione, anche ai fini della stima del danno potenziale alla salute umana e agli ecosistemi, connesso a una esposizione a sostanze pericolose.

Nell'ambito dell'attività di ricerca, tra molti aspetti del problema della caratterizzazione chimica di siti oggetto di discariche abusive, sono state approfondite (terzo capitolo) le tematiche relative alla formulazione dei piani di campionamento di ammassi di rifiuti e alle procedure operative per la determinazione della numerosità campionaria, assieme al problema dell'utilità dei test di cessione di inquinanti al sistema acqua, ai fini della previsione della qualità del percolato.