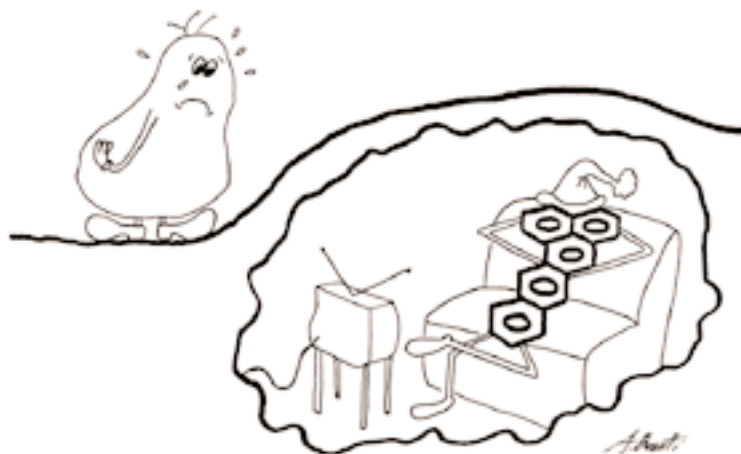


Biodisponibilità di sostanze contaminanti nei suoli

Sovrastima del rischio ecologico

di Pietro Cesti e Giuliana Franzosi

La quantità di un contaminante presente in un suolo, determinata con le metodiche analitiche attualmente in uso, risulta spesso superiore rispetto a quella che può effettivamente essere assorbita dagli organismi viventi, biodegradata dai microrganismi o esercitare un effetto tossico. Come diretta conseguenza l'approccio utilizzato per la valutazione della contaminazione di un sito porta alla sovrastima del rischio ecologico e alla messa in opera di interventi di bonifica talvolta non necessari o inadeguati.



La percezione del problema relativo alla necessità di una gestione sostenibile del suolo si è modificata durante i due trascorsi decenni, parallelamente alla crescita dell'esperienza sulla gestione dei suoli contaminati. Agli inizi degli anni Ottanta il problema dei suoli contaminati prese di sorpresa i governi e le industrie: fu percepito come limitato a gravi episodi di inquinamento poco prevedibili ma con possibili disastrose conseguenze sulla salute umana e sull'ambiente.

La percezione dei rischi portò a politiche mirate a massimizzare il controllo: l'inquinamento avrebbe dovuto essere rimosso o contenuto completamente. Oggi il problema dei suoli contaminati non è più considerato come ristretto a pochi gravi episodi ma come un diffuso problema a varia intensità e importanza. I governi e l'industria stanno riconoscendo che, normalmente, la rimozione drastica della contaminazione non è di solito necessaria purché vengano valutati i suoi potenziali effetti avversi sull'ambiente e si tenga conto della destinazione d'uso corrente e futura del terreno. Ripulire tutti i suoli fino ad un livello "naturale" idoneo a qualunque tipo d'uso non è sempre tecnicamente e finanziariamente fattibile.

La bonifica dei terreni contaminati

Gli standard qualitativi di bonifica del suolo fissati per legge (approccio tabellare) sono sempre più messi in dubbio dai risultati recenti della ricerca. Normalmente tali standard sono troppo protettivi e conservativi in quanto definiti per essere utilizzati in tutti i siti, inclusi i peggiori, indipendentemente dalla loro destinazione d'uso e dal reale rischio che comportano.

Pur essendo di facile applicazione, tali standard non creano necessariamente maggiori benefici per l'ambiente, e possono imporre ingenti sforzi in siti che, in realtà, non danno luogo ad alcun rischio. A parte le spese non necessarie, la totale rimozione della contaminazione da un suolo o da una falda può spesso richiedere un eccessivo impiego di energia (combustibile) e può implicare un diverso tipo di danno all'ambiente, a volte superiore a quello che si vuole eliminare. In aggiunta, spesso non è possibile rimuovere la contaminazione fino ai limiti di rilevazione analitica. Con la messa a punto di tecniche analitiche sempre più sensibili, l'attenzione negli anni passati era stata prevalentemente rivolta allo studio di metodi di estrazione dei contaminanti e procedure chimiche di bonifica sempre più sofisticate. Tuttavia, è stata abbondantemente ignorata la valutazione dell'effetto dei contaminanti negli organismi viventi, anche se le informazioni ricavabili avrebbero potuto fornire l'esatta dimensione dell'esposizione e di conseguenza del rischio da questi derivabile. Per gli scienziati che operano in campo ambientale, il termine biodisponibilità indica la possibilità che un prodotto chimico venga assimilato da un organismo vivente e, di conseguenza, costituisca l'eventuale causa di un rischio tossicologico. Per i tossicologi, in particolare, il termine indica la capacità di un prodotto chimico di attraversare la membrana cellulare e di entrare nella cellula.

La maggior parte delle contaminazioni dei suoli è avvenuta negli anni passati, quando i problemi di inquinamento non erano ancora adeguatamente percepiti da industrie e pubbliche amministrazioni. Fin da allora le prime ricerche avevano messo in evidenza che la biodisponibilità di certi prodotti chimici, presenti da anni nei suoli, era inferiore rispetto a quella degli stessi prodotti aggiunti *ex novo* a un suolo. L'importanza di quelle scoperte fu in quegli anni sottovalutata e solo oggi sta prepotentemente tornando di attualità fra gli addetti ai lavori, sia pub-

P. Cesti, G. Franzosi, Polimeri Europa/Istituto "G. Donegani", Novara.
pietro.cesti@polimerieuropa.com

blici sia privati, i quali si stanno rendendo conto che l'impiego del solo parametro relativo alla concentrazione totale di un agente contaminante in un suolo spesso porta alla sovrastima del rischio per l'uomo, l'animale e la pianta. I primi dati che correlano la biodisponibilità di una sostanza al suo tempo di permanenza nei suoli risalgono agli studi sul monitoraggio di pesticidi e alla loro correlazione con i dati di tossicità [1].

I limiti della bioremediation

I risultati mostravano una rapida diminuzione della concentrazione dei pesticidi nei primi anni e una sua successiva stabilizzazione. Anche se la diminuzione iniziale della concentrazione poteva essere causata da fenomeni di volatilizzazione o di biodegradazione, la stabilizzazione successiva indicava che i pesticidi erano diventati sempre meno biodisponibili all'azione dei microrganismi presenti nel terreno. Inoltre, un aspetto particolarmente interessante, è che tale biodisponibilità si è rivelata direttamente correlata al sito e di conseguenza al tipo di suolo [1]. Esempi analoghi sono stati riscontrati nel corso degli anni per tutta una serie di composti organici fra cui naftalene [2], pirene [3], fluorantrene [3], Ddt [4], 1,2-dibrometano [5], atrazina [6], simazina [7] ecc.

I risultati di ricerche su singoli contaminanti probabilmente spiegano perché la bioremediation ad opera di microrganismi spesso non porta alla distruzione totale del contaminante target ma solo ad una riduzione della sua concentrazione, a differenza di quanto accade in test di laboratorio [8]. La dimostrazione che il contaminante viene in qualche modo sequestrato dal suolo nel tempo è confermata da studi condotti su terreni contenenti idrocarburi policiclici aromatici (Ipa) resistenti alla bioremediation. Gli stessi Ipa estratti dal suolo con l'impiego di solventi organici e riaggiunti al terreno vengono rapidamente degradati dagli stessi microrganismi [9]. Analogamente è stato possibile correlare la variazione di tossicità sia cronica sia acuta di diversi prodotti chimici con la variazione del periodo di permanenza nei suoli. Il numero di parassiti della frutta (*Drosophila melanogaster*) eliminati dal Ddt diminuiscono notevolmente con l'aumento dei tempi di permanenza nei suoli [10]. Studi relativi alla diminuzione di biodisponibilità di Ddt e Dde nei vermi del terreno (*Eisenia foetida*) hanno dimostrato che in alcuni casi è possibile anche raggiungere valori prossimi al 90% [4]. Stesso comportamento è stato notato con i tre erbicidi napropamide, simazina e atrazina.

La tossicità per le piante diminuisce nel tempo in disaccordo con i dati analitici di concentrazione ottenuti sottoponendo i terreni a vigorose estrazioni con solventi organici [7, 11]. Tuttavia non sempre la biodisponibilità varia al variare del tempo di permanenza del composto organico nel terreno: le diverse proprietà del suolo e la natura del contaminante possono a

volte accentuare questo comportamento. In linea di massima oggi è possibile affermare che la riduzione di biodisponibilità

- è diversa per il singolo composto in differenti suoli;
- è diversa per differenti composti presenti nello stesso suolo;
- è diversa in relazione al periodo di tempo di permanenza nel suolo.

Come è possibile quindi predire il grado di esposizione e il rischio di un terreno contaminato? L'utilizzo di test tossicologici dovrebbe certamente essere la metodologia più indicata. Tuttavia spesso le valutazioni biologiche non hanno una precisione sufficientemente adeguata da essere accettate dagli organismi di controllo; inoltre esse richiedono tempi molto lunghi e costi elevati. L'alternativa è rappresentata dai metodi chimico-fisici, ma i risultati ottenuti devono essere inevitabilmente correlati con le valutazioni tossicologiche. Esempi di test di tossicità generalmente utilizzati sono rappresentati in Tabella 1. Recentemente sono stati proposti diversi metodi chimico-fisici

Tabella 1 - Principali test ecotossicologici utilizzati in Italia

Gruppo	Tipo di test	Esempio	Riferimento
1	Test di tossicità acuta	Utilizzo di <i>Vibrio fischeri</i>	Irsa-Cnr 1996, 1-8
	sull'eluato acquoso	Utilizzo della <i>Daphnia magna</i>	Irsa-Cnr 1996, 1-8
2	Test di tossicità cronica	Utilizzo di alga <i>Selenastrum capricornutum</i>	Uni En 288692
	sull'eluato acquoso		
3	test di tossicità	Misura dell'attività respiratoria dei batteri del suolo	Iso/Ds 14240-1 1997
	sulla matrice solida	Valutazione del potere nitrificante del suolo	
		Utilizzo di <i>Vibrio fischeri</i>	
		Attività microbica del suolo	
		Utilizzo di anellidi (<i>Eisenia foetida</i>)	Iso 11268-1
4	Test di genotossicità	Utilizzo del nematode <i>Panagrellus redivivus</i>	
		Utilizzo di <i>Vibrio fischeri</i>	
		Prova di Ames (<i>Salmonella typhimurium</i>)	
		SOS Chromotest (<i>Escherichia coli</i> PQ37)	
		Danno al Dna (<i>Eisenia foetida</i>)	
		Accumulo di micronuclei (<i>Eisenia foetida</i>)	

come misura della biodisponibilità di composti organici nei suoli. L'osservazione che la diminuzione di biodisponibilità al crescere del tempo di permanenza del contaminante nel terreno è legata alla diminuzione della sua estraibilità con metodi blandi [12] suggerisce che opportune tecniche estrattive blande potrebbero essere considerate come punto di partenza per valutare la biodisponibilità e di conseguenza il rischio associato all'utilizzo di un terreno contaminato. Grandi sforzi di ricerca sono in corso in questo settore, in particolare su suoli contaminati da idrocarburi policiclici aromatici e Ddt.

Idrocarburi policiclici aromatici

Gli idrocarburi policiclici aromatici (Ipa) sono contaminanti largamente diffusi su tutto il pianeta, immessi nell'ambiente da processi di combustione di fossili, da processi di gassificazione e liquefazione del carbone, da processi per il trattamento del legno, da inceneritori e da sversamenti accidentali di petrolio.

Tali composti sono tossici, cancerogeni e mutageni, per cui la bonifica di siti contaminati da Ipa rappresenta un obiettivo di primaria necessità per molte realtà industriali che devono affrontare il problema della conformità ai limiti imposti dalle normative vigenti (Tabella 2). Sebbene la maggior parte degli Ipa siano

biodegradabili, la velocità di biodegradazione è limitata a causa di diversi fattori quali la loro natura idrofobica e la loro scarsa solubilità in acqua. Alcuni lieviti e funghi filamentosi sono comunque in grado di degradare tali composti attraverso processi di tipo cometabolico. Nella Figura 1 sono riassunte le principali reazioni biodegradative ad opera di microrganismi.

La degradazione degli Ipa avviene principalmente attraverso una trasformazione cometabolica o un'ossidazione aspecifica. Nel primo caso gli Ipa vengono epossidati da una monoossigenasi citocromo P-450 dipendente. L'eossido così ottenuto può subire un riarrangiamento non enzimatico con formazione di fenoli o una reazione di idrolisi catalizzata da una epossido idrolasi con formazione di trans-diidrodoli. In alcuni casi si assiste ad un'ulteriore detossificazione degli intermedi fenolici mediante coniugazione con glucosidi, glucuronidi o solfati. Una seconda via di degradazione degli Ipa è la formazione di cis-diidrodoli catalizzata da diossigenasi batteriche, la succes-

biodisponibili siano quelli legati al materiale organico condensato e i più disponibili a quello espanso. A supporto di questa ipotesi studi recenti hanno dimostrato che la distribuzione e di conseguenza, la biodisponibilità degli Ipa in suoli contenenti carbone può essere direttamente correlata alle dimensioni delle particelle nel sedimento [17]. Gli Ipa presenti nella frazione più fine (<60 µm), che contiene la maggior parte del carbone, mostrano interazioni nettamente più forti rispetto alla frazione >60 µm, confermata sia attraverso desorbimento con resine assorbenti sia con misure di desorbimento termico. La biodegradazione della frazione >60 µm condotta in bioslurry raggiunge valori del 80% in quattro mesi, mentre è nulla nella frazione <60 µm.

Test di tossicità acuta condotta su vermi mostrano un accumulo nei tessuti e una diminuzione di concentrazione di Ipa di circa 80% nella frazione >60 µm, mentre, come nella biodegradazione, la riduzione della concentrazione è pressoché nulla nella frazione <60 µm. Tali dati suggeriscono la possibilità di utiliz-

Tabella 2 - Valori di concentrazione limite accettabili nel suolo e nel sottosuolo riferiti alla specifica destinazione*

Aromatici policiclici	Siti ad uso verde pubblico, privato e residenziale (mg/kg ss)	Siti ad uso industriale e commerciale (mg/kg ss)
Benzo(a)antracene	0,05	10
Benzo(a)pirene	0,01	10
Benzo(b)fluorantene	0,05	10
Benzo(k)fluorantene	0,5	10
Benzo(g,h,i)perilene	0,1	10
Crisene	5	50
Dibenzo(a)pirene	0,1	10
Dibenzo(a,h)antracene	0,1	10
Indenopirene	0,01	50
Pirene	5	50

*secondo il DM 471/99

siva trasformazione a derivati catecolici e, infine, l'apertura dell'anello aromatico. La bioremediation di sedimenti contaminati da Ipa porta nella maggior parte dei casi a elevate concentrazioni residue di idrocarburi aromatici che non soddisfano gli standard di bonifica richiesti per il riutilizzo del terreno [13]. Generalmente l'alta concentrazione residua di contaminanti è causata dalla limitata biodisponibilità degli Ipa dovuta al fenomeno di assorbimento della sostanza organica alla matrice suolo [14]. Tale assorbimento si verifica principalmente per le interazioni degli Ipa con materiale organico presente nel suolo, quando il contenuto di carbonio organico supera lo 0,1% in peso [15]. Studi recenti hanno dimostrato che tale materiale organico si trova in forma polimerica, in parte sotto forma di espanso e in parte condensato.

Tipicamente le interazioni tra Ipa e la forma espansa sono molto più deboli rispetto alla forma condensata [16]. Il desorbimento degli Ipa dai suoli avviene generalmente in due fasi distinte: una prima fase rapida seguita da una seconda fase molto lenta. Un fenomeno analogo si verifica nel caso della biodegradazione. Nella prima fase la biodegradazione è veloce e la velocità di rimozione degli Ipa è controllata dalla cinetica di degradazione microbica. Nella seconda fase la biodegradazione diventa molto lenta o nulla e la velocità di rimozione è determinata dal desorbimento. È perciò ragionevole supporre che gli Ipa meno

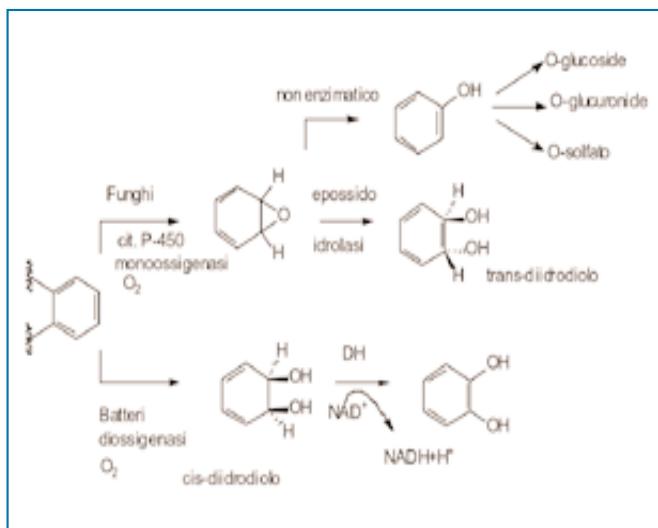


Figura 1 - Principali reazioni di degradazione biologica degli Ipa

zo di carbone finemente suddiviso come metodo di stabilizzazione e quindi di bonifica di siti contaminati da Ipa. Dagli studi finora condotti risulta evidente che la biodisponibilità degli Ipa è strettamente legata al tipo di suolo e al tempo di permanenza nel suolo stesso, per cui la sua determinazione richiede analisi sitospecifiche. Numerosi metodi chimico-fisici sono stati proposti o sono tuttora oggetto di studio e fra questi:

- estrazione solido-solido con l'impiego di opportune resine assorbenti quali le ciclodestrine [18];
- estrazioni non esaustive con solventi organici [19];
- assorbimento su membrane C18 [20];
- estrazione con fluidi supercritici [21];
- desorbimento termico [17];
- ossidazione con persolfato [22].

I risultati ottenuti sono stati correlati con i dati di biodisponibilità su vermi, nematodi e microrganismi. Poiché la biodisponibilità diminuisce con l'aumentare del tempo di permanenza nel suolo parallelamente alla quantità di Ipa estratti con metodi blandi, tali tecniche di estrazione potrebbero essere utilizzate come base di partenza per la sua determinazione indiretta.

La biodisponibilità è regolata da processi che coinvolgono fenomeni di assorbimento/desorbimento. La maggior parte degli studi effettuati in questa direzione hanno preso solo marginalmente in considerazione la possibilità di associare il desorbimento

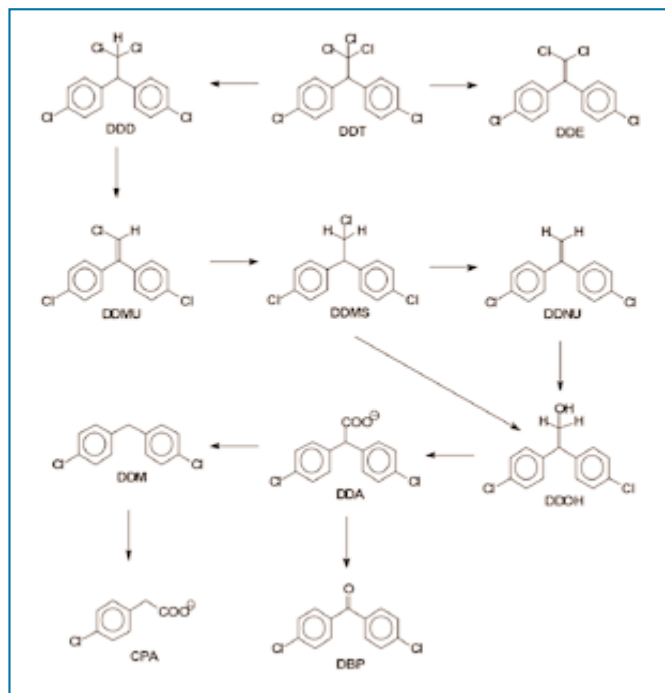


Figura 2 - Schema di degradazione del Ddt per via anaerobica

all'interazione dei prodotti chimici con i costituenti idrofobici presenti sulla superficie cellulare o con i tensioattivi o emulsificanti secreti dal microrganismo stesso. La velocità di degradazione degli Ipa in suoli contaminati da lungo tempo è risultata talvolta maggiore rispetto al semplice desorbimento abiotico (in assenza di microrganismi) [23]. Anche questo aspetto dovrà essere accuratamente indagato in quanto potrà fornire indicazioni utili per affinare i modelli di valutazione del rischio finora proposti.

Ddt

Il Ddt [1,1,1-tricloro-2,2-bis(*p*-clorofenil)etano] è il composto chimico più ampiamente utilizzato come pesticida contro gli insetti responsabili della malaria e del tifo. Questo composto fu sintetizzato per la prima volta nel 1874 e introdotto come insetticida sintetico nel 1939, dopo che furono scoperte (da P. Muller, Premio Nobel nel 1948) le sue proprietà insetticide. Nel 1959 la sua produzione ha raggiunto le 35.771 tonnellate solo negli Usa, aumentando fino a 81.154 tonnellate nel 1963 (World Health Organization, 1979).

Sin dagli anni Sessanta una grande mole di ricerche è stata condotta al fine di analizzare l'impatto ambientale derivante dall'uso indiscriminato di tale prodotto. Il Ddt è considerato un contaminante ad alta persistenza, poiché più del 50% del prodotto si conserva per periodi che vanno dagli otto ai 15 anni, insieme con Ddd [1,1-dicloro-2,2-bis(*p*-clorofenil)etilene] e Dde [1,1-dicloro-2,2-bis(*p*-clorofenil)etano], ancora più importanti dal punto di vista dell'ecotossicologia, poiché più recalcitranti e tossici del Ddt. La loro persistenza nei suoli mostra ancora una volta come l'invecchiamento di un prodotto chimico in un suolo sia un importante fattore nella valutazione della biodisponibilità e come i metodi analitici (estrazioni con solvente organico) rilevino concentrazioni di Ddt, Ddd e Dde elevate rispetto ai test di tossicità [24]. La degradazione, sia biotica sia chimica del Ddt nei suoli può essere limitata dall'assorbimento del contaminan-

te da parte della componente organica del suolo stesso, dalla scarsa competitività dei microrganismi degradatori o dal rapido assorbimento di metalli come il ferro (il che preclude meccanismi di degradazione chimica che coinvolgono il sistema riduttivo del ferro). Recenti studi [25] hanno indicato che barriere geochimiche naturali modificate o artificiali, all'interfaccia tra acqua e suolo possono costituire un efficace metodo alternativo per la ritenzione ed eliminazione del Ddt, degli Hch (High chlorinated hydrocarbons) dei Pbt (Persistent, bioaccumulative and toxic chemicals) e dei Pop (Persistent organic pollutants). Gli ioni Fe^{2+} , CO_3^{2-} e S^{2-} presenti in tali barriere permettono la precipitazione del contaminante e ne aumentano la biodisponibilità nei confronti di microrganismi degradatori.

Altri esperimenti [26] condotti su sedimenti superficiali, dove il Ddt era stato precedentemente utilizzato per disinfestare una zona paludosa, hanno permesso l'identificazione di composti organoclorurati immobilizzati quali Dde, Ddd ed altri metaboliti intermedi della degradazione del Ddt; il loro accumulo potrebbe essere correlato all'azione di macrofite indigene. I processi biodegradativi avvengono generalmente in tempi lunghi e coinvolgono reazioni di rottura del legame carbonio-cloro e successiva apertura dell'anello aromatico. Sono stati isolati batteri capaci di crescere su substrati idrocarburici aromatici in anaerobiosi, in particolare ferrioriduttori, solforiduttori e denitrificanti [27]. In condizioni anaerobiche il primo processo di degradazione è la dealogenazione riduttiva ad opera di consorzi di microrganismi, tramite processi di co-ossidazione e mineralizzazione, che rappresentano un meccanismo chiave per impedire l'accumulo di Ddt nel terreno. Nel caso del metabolismo aerobico è stata evidenziata la completa trasformazione ad anidride carbonica e acqua in condizioni particolari di cometabolismo. Nelle Figure 2 e 3 sono riassunte le due vie degradative, anaerobica e aerobica, del Ddt. Molti studi hanno messo in luce l'efficacia di trattamenti anaerobici-aerobici sequenziali nella degradazione dei composti clorurati organici ed inorganici in cui si sfruttano reazioni cometaboliche che portano alla mineralizzazione comple-

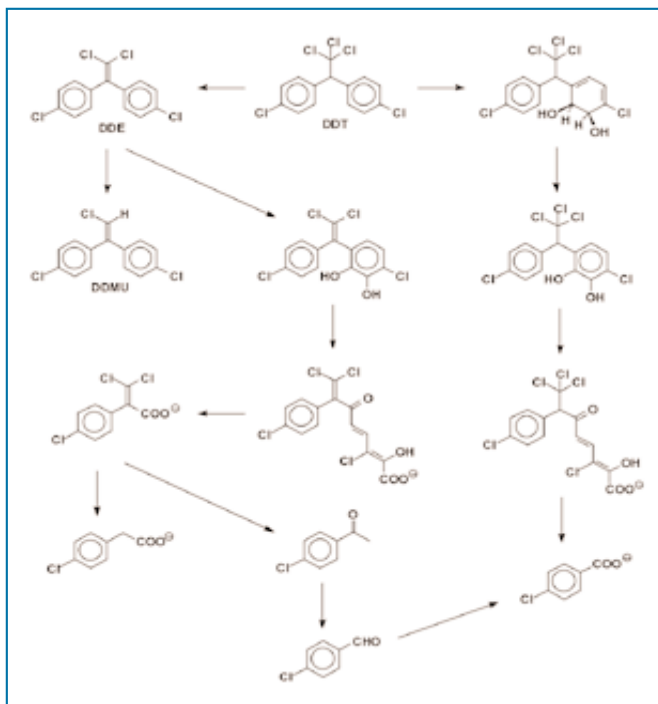


Figura 3 - Schema di degradazione del Ddt per via aerobica

ta dello xenobiotico [28-30]. In generale si può dire che la totale decolorazione anaerobica riduce la tossicità della molecola, quella aerobica riduce la massa complessiva, mentre l'adsorbimento su particelle organiche ne diminuisce la biodisponibilità. Un esempio di adsorbimento può essere dato dall'interazione tra pesticidi e acidi umici con formazione di legami idrogeno, legami salini, interazioni idrofobiche o elettrostatiche. Recenti studi hanno preso in esame la differenza nella biodisponibilità per gli animali fra suoli contaminati da Ddt, Ddd e Dde da parecchi anni e suoli invecchiati artificialmente aggiungendo i chemicals a una matrice non contaminata.

Utilizzando il verme *Eisenia foetida* e misurando i residui del pesticida nei tessuti dopo estrazione in solvente organico si è osservato che le concentrazioni sono molto più basse negli animali esposti a suoli "vecchi" rispetto a quelle in vermi esposti a matrici contaminate in laboratorio per periodi che vanno da 0 a 90 giorni. Suoli provenienti da impianti sperimentali monitorati per trent'anni mostrano una bassa concentrazione di Ddt, Ddd e Dde nei tessuti di vermi esposti. Se da un lato questo fatto dimostra come anche dopo tanto tempo l'insetticida sia ancora accessibile e quindi il rischio permanga, dall'altro si osserva che la forte diminuzione di questa accessibilità alle specie animali esaminate (dal 50 all'85%) sia un fatto molto importante da tenere presente nella valutazione del rischio ambientale. Come nel caso degli Ipa, anche per il Ddt sono in corso studi per valutare la biodisponibilità utilizzando metodi chimici. Sono state proposte diverse procedure e includono l'estrazione con solventi organici [31], gli studi degli equilibri di ripartizione [32], il desorbimento ad alte temperature [33], l'estrazione solido/solido con resine tipo Tenax e l'assorbimento su membrane C18 [34]. I risultati finora ottenuti sembrano incoraggiare gli sforzi in atto: correlazioni del 96-98%, tra tossicità ed estraibilità, sono state ad esempio ottenute nel caso dell'assorbimento su membrane C18.

Conclusioni

I protocolli attualmente riconosciuti dalle normative vigenti fanno riferimento a metodologie analitiche che implicano estrazioni spinte di suoli e sedimenti con solventi organici con lo scopo di rimuovere completamente o comunque la maggior parte dei contaminanti presenti. Ogni metodo viene attentamente valutato per la sua accuratezza, precisione e sensibilità, ma i dati ottenuti sono interpretati solamente dal punto di vista puramente chimico. I dati sulla tossicità dei composti nella forma in cui essi sono pre-

sentati in natura non vengono generalmente presi in considerazione nella valutazione del rischio, ad eccezione di quelli di default caratteristici della particolare matrice considerata. Il fatto che un composto possa diventare progressivamente meno biodisponibile in funzione del tempo di permanenza in un suolo non viene considerato nella valutazione del rischio. Come diretta conseguenza, spesso l'approccio utilizzato per la valutazione della contaminazione di un sito porta inevitabilmente ad allarmismi in zone dove il rischio è limitato o inesistente. Spesso vengono fatti ingenti sforzi di bonifica in siti che, in realtà, non presentano alcun rischio. È quindi necessario che il concetto di biodisponibilità venga accettato non solo dagli esperti che operano in campo ambientale, ma anche dai legislatori, al fine di individuare i criteri attendibili in grado di fornire una valutazione del rischio da associare ad un sito contaminato che sia "accettabile" ed "accettata" perché valuta "tutti" i rischi, sia per l'uomo sia per l'ecosistema.

Bibliografia

- [1] M. Alexander *et al.* (Eds.), American Academy of Environmental Engineers, Annapolis (MD), 1997, **43**, 136.
- [2] W.F. Guerin *et al.* (Eds.), Soil Science Society of America, Madison (WI), 1993, 197.
- [3] J. Tang *et al.*, *Environ. Sci. Technol.*, 1998, **32**, 3586.
- [4] D.E. Morrison *et al.*, *ibid.*, 2000, **34**, 709.
- [5] S.M. Steinberg *et al.*, *ibid.*, 1987, **21**, 1201.
- [6] M. Radosevich *et al.*, *J. Environ. Qual.*, 1997, **26**, 206.
- [7] S.L. Scribner *et al.*, *ibid.*, 1992, **21**, 115.
- [8] M. Salkinoja-Salonen *et al.*, Biotechnology and Biodegradation, D. Kamely *et al.* (Eds.), Portfolio Publishing Co., Woodlands (TX), 1989, 347.
- [9] W.D. Weissenfels *et al.*, *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 1992, **36**, 689.
- [10] B.K. Robertson, M. Alexander, *Environ. Toxicol. Chem.*, 1998, **17**, 1034.
- [11] K. Hurl, *Weed Res.*, 1977, **17**, 25.
- [12] P.B. Hatsinger, M. Alexander, *Environ. Sci. Technol.*, 1995, **29**, 537.
- [13] A.G. Beck *et al.*, *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.*, 1995, **25**, 1.
- [14] J.G. Mueller *et al.*, in Bioremediation Principles and Application, R.L. Crawford, D.L. Crawford (Eds.), Cambridge University Press, Cambridge, 1966, Biotechnology research series, Vol. 6.
- [15] R.P. Swhwarzenbach, J. Westall, *Environ. Sci. Technol.*, 1981, **15**, 1360.
- [16] B. Xing, J.J. Pignatello, *ibid.*, 1997, **31**, 792.
- [17] J.W. Talley *et al.*, *ibid.*, 2002, **36**, 477.
- [18] B.J. Reid *et al.*, *ibid.*, 2000, **34**, 3174.
- [19] J.W. Kelsey *et al.*, *ibid.*, 1997, **31**, 214.
- [20] J. Tang, M. Alexander, *Environ. Toxicol. Chem.*, 1999, **18**, 2711.
- [21] A.P. Loibner *et al.* (Eds.), Contaminated Soils, 1998, Thomas Telford, London, 1998, **2**, 797.
- [22] C. Cuipers *et al.*, *Environ. Sci. Technol.*, 2000, **34**, 2057.
- [23] L.M. Carmichael *et al.*, *ibid.*, 1997, **31**, 126.
- [24] J.F. Parr, S. Smith, *Soil Science*, 1973, **110**, 306.
- [25] T. Zoumis *et al.* (Eds.), Contaminated Soils, Thomas Telford, London, 1998, 941.
- [26] A. Murdoch, *Internat. Ass. Great Lakes Res.*, 1980, **6**(4), 338.
- [27] I.M. Head, R.P.J. Swannel, *Biotechnology*, 1999, **10**, 234.
- [28] D.A. Abramowicz, *Crit. Rev. Biotechnol.*, 1990, **10**(3), 241.
- [29] D.L. Bedard, *Advances in Applied Biotechnology Series*, 1990, **4**, 369.
- [30] P.J. Anid *et al.*, R.E. Hinchey, R.F. Olfenbuttel (Eds.), Butterworth-Heinemann, Boston, 1991, 428.
- [31] J.W. Kelsey *et al.*, *Environ. Sci. Technol.*, 1997, **31**, 214.
- [32] R. Ronday *et al.*, *Environ. Toxicol. Chem.*, 1997, **16**, 601.
- [33] N.W.H. Houx, W.J.M. Aben, *Sci. Total Environ. Suppl.*, 1993, 387.
- [34] J. Tang *et al.*, *Environ. Sci. Technol.*, 1999, **33**, 4346.

Glossario

Abbreviazioni	Nome
Ddt	1,1'-bis(p-clorofenil)-2,2,2-tricloroetano
Ddd (TDE)	1,1'-bis(p-clorofenil)-2,2-dicloroetano
Dde	1,1'-bis(p-clorofenil)-2,2-dicloroetilene
DDMU (DDME)	1,1'-bis(p-clorofenil)-2-cloroetilene
DDMS	1,1'-bis(p-clorofenil)-2-cloroetano
DDNU	1,1'-bis(p-clorofenil)-etilene
DDOH	1,1'-bis(p-clorofenil)-2-idrossietano
DDA (DDUK)	acido bis(p-clorofenil)- acetico
DBP (DXBF)	4,4'-diclorobenzofenone
DDM	bis(p-clorofenil)-metano
CPA	Acido clorofenilacetico