

ANPA  
AGENZIA NAZIONALE PER LA PROTEZIONE DELL'AMBIENTE

**SINTESI E VALUTAZIONE DEGLI STUDI  
EFFETTUATI SULL'IMPATTO AMBIENTALE DEL  
DDT. SULL'ECOSISTEMA DEL LAGO MAGGIORE.**

**Studio realizzato dal Dr. Marco Lestini  
presso l'Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente**

**Tutor:  
Stefano De Vincenzi**

**Roma, marzo 2000**

*L'acqua è proprio quella che per vitale umore di questa arida terra è dedicata; e quella causa che la move per le sue ramificanti vene contro al natural corso de le cose gravi, è proprio quella che move li omori in tutte le spezie de' corpi animati. E' quella che con somma ammirazione de' sua cntemplanti dall'infima profondità del mare all'altissime sommità de' monti si leva, e per le rotte vene versando, al basso mare ritorna e di novo con celerità sormonta all'antidoto discenso ritorna, così dalle parti intrinseche al'esteriori, così dalle infime alle superiori voltando, quando con accidental moto si leva, quando co' naturale corso ruina; così insieme congiunta con continua revolvizione per li terrestri meati si va rigirando.*

**Leonardo**

## **Presentazione**

Lo Stage svolto dal dott. Marco Lestini, ecologo, presso l'Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente, nel periodo compreso tra i mesi di ottobre 1999 e febbraio 2000, è consistito in una sintesi e valutazione degli studi effettuati sull'impatto ambientale del DDT sull'ecosistema del lago Maggiore.

Lo studio, condotto con diligenza ed assiduità, ha affrontato le tematiche riguardanti in primo luogo la caratterizzazione delle proprietà del DDT, come i fenomeni di adsorbimento, bioaccumulo e degradazione, ed in particolare i fenomeni legati alla biotrasformazione del DDT nei principali organismi che compongono il biota lacustre, mammiferi, uccelli ecc.

Sono state riportate inoltre considerazioni sugli effetti del DDT, come i fenomeni di adsorbimento, bioaccumulo e degradazione, ed in particolare i fenomeni legati alla biotrasformazione del DDT nei principali organismi che compongono il biota lacustre, mammiferi, uccelli ecc.

Sono state riportate inoltre considerazioni sugli effetti del DDT sulle specie acquatiche più sensibili e gli effetti dello stesso pesticida sull'uomo.

Sono stati poi presi in considerazione gli studi effettuati sulla contaminazione da DDT e suoi derivati nei vari comparti ambientali del lago Maggiore.

Il lavoro, abbastanza complesso, ha evidenziato anche alcune carenze conoscitive relative allo studio della vegetazione lacustre, la cui importanza, ai fini di una comprensione esaustiva della contaminazione, sembra sia stata sottostimata.

Il dottor Marco Lestini ha svolto pertanto, nell'adempimento dello Stage assegnatogli dall'A.N.P.A., una proficua disamina del problema dell'inquinamento da DDT nel lago Maggiore, non limitandosi ad un accertamento analitico dei dati disponibili, ma evidenziando anche alcune strategie di ricerca che potrebbero essere seguite per un valido programma di monitoraggio. Più precisamente è stato individuato nell'utilizzo di alcuni bioindicatori, lo strumento conoscitivo più diretto per la comprensione dell'andamento evolutivo di questa contaminazione.

Si ritiene, dunque, che lo Stage sia stato svolto con notevole impegno ed in maniera apprezzabile e che il presente lavoro rappresenti un valido esempio di studio ecotossicologico di una contaminazione lacustre.

Stefano De Vincenzi

## INDICE

<b>1. Premessa</b>	pag. 741
<b>2. Microinquinanti organici</b>	pag. 742
2.1 Pesticidi	pag. 742
<b>3. DDT</b>	pag. 744
3.1 Proprietà chimico-fisiche	pag. 745
3.2 Circolazione del DDT	pag. 745
3.2.1 Volatilizzazione	pag. 745
3.2.2 Adsorbimento	pag. 746
3.2.3 Bioaccumulo	pag. 746
3.2.4 Degradazione	pag. 746
3.2.5 Biotrasformazione nei mammiferi	pag. 748
3.2.6 Biotrasformazione nel metabolismo degli uccelli	pag. 748
3.2.7 Biotrasformazione nel metabolismo degli insetti	pag. 749
3.2.8 Biotrasformazione nei vegetali superiori	pag. 749
3.2.9 Biotrasformazione nel suolo e nei microrganismi	pag. 750
<b>4. Effetti del DDT nelle specie acquatiche più sensibili</b>	pag. 750
4.1 Effetti del DDT nell'uomo	pag. 751
4.2 Mutagenesi	pag. 751
4.3 Cancerogenesi	pag. 752
4.4 Linea guida	pag. 752
4.5 Criterio ed obiettivo di qualità per il DDT	pag. 752
<b>5. Lago Maggiore: caratteristiche morfometriche e idrologiche</b>	pag. 753
5.1 Idrologia di alcuni tributari e idrodinamica	pag. 754
5.2 Le correnti del bacino meridionale del Lago Maggiore	pag. 755
5.3 Regime termico del Lago Maggiore	pag. 757
<b>6. Contaminazione da DDT e suoi derivati nei vari comparti ambientali del Lago Maggiore</b>	pag. 757
6.1 Indagini preliminari	pag. 758
6.2 Specie ittiche	pag. 758
6.3 Sedimenti lacustri	pag. 759
6.4 Acque lacustri	pag. 759
<b>7. Sintesi dei principali risultati relativi alla distribuzione e agli effetti del DDT nell'ecosistema del Lago Maggiore</b>	pag. 760
7.1 Analisi sui principali tributari (acqua, particolato, sedimenti)	pag. 760
7.2 Indagini sul fiume Toce	pag. 761
7.3 Analisi materiali sospesi ed acqua	pag. 761
7.4 Analisi bentos	pag. 761
7.5 Indagini sul Lago Maggiore	pag. 761
7.5.1 Acqua di lago filtrata	pag. 761
7.5.2 Sedimenti lacustri	pag. 761
7.5.3 Comparto bentonico litorale	pag. 762
7.5.4 Comparto bentonico profondo	pag. 762
7.5.5 Comparto planctonico	pag. 762
7.5.6 Comparto ittico: fecondità coregoni	pag. 763
7.5.8 Comparto avifauna	pag. 764
7.5.9 Considerazioni conclusive	pag. 764

<b>8. Elementi per un Programma di Monitoraggio</b> .....	pag. 765
8.1 Sedimenti .....	pag. 765
8.2 Sedimentazione e risospensione .....	pag. 766
8.3 Carico dei tributari .....	pag. 766
8.4 Carico di materiali sospesi dal fiume Toce .....	pag. 766
8.5 Comparto ittico .....	pag. 767
8.6 Molluschi .....	pag. 767
8.7 Uccelli .....	pag. 767
<b>9. Indicazioni finali</b> .....	pag. 767
<b>Bibliografia</b> .....	pag. 769
<b>Allegato I: Storia del DDT</b> .....	pag. 769

## 1. Premessa

*Recentemente si è assistito ad un progressivo aumento dei fenomeni di contaminazione ambientale, dovuti all'introduzione nei sistemi naturali di molecole di nuova sintesi. Fra queste molecole vi è il DDT, un pesticida molto utilizzato nell'ambito delle attività agricole. Questo pesticida, poco solubile in acqua, risulta invece molto persistente nei sedimenti e si accumula straordinariamente all'interno dei tessuti animali, dove causa danni di diverse gravità. L'inquinamento del Lago Maggiore, a causa della consistente presenza di DDT, venne ufficialmente rilevato il 5/6/1996 durante una seduta ordinaria della Commissione per la pesca nelle acque italo-svizzere. In questa riunione, su segnalazione delle Autorità Svizzere, si constatò che la maggior parte delle specie ittiche pescate nel Lago Maggiore, nel periodo compreso fra giugno e novembre 1995, risultavano contaminate in percentuali ampiamente superiori ai limiti previsti dalle disposizioni di legge. Sulla base di questa allarmante notizia venne intrapreso un vasto programma di studi e di ricerche, finalizzato alla conoscenza della situazione ecologica nell'ecosistema lacustre. Questi studi non sono stati ancora completati; tuttavia i risultati già acquisiti permettono di asserire, fin da adesso, che in tutti i comparti del Lago Maggiore, sia biotici che abiotici, è presente una contaminazione da DDT. Questa contaminazione (che fra l'altro sta provocando il fermo della pesca) sembra sia stata causata principalmente dalle attività industriali svoltesi presso lo stabilimento "Enichem" sito a Pieve Vergonte, in provincia di Novara, località distante circa 30 Km dalle sponde del Lago Maggiore. Lo stabilimento in questione, sorto nei pressi del fiume Toce, ha provocato nel corso degli anni un forte impatto inquinante su questo corso d'acqua; il Toce, che è uno degli immissari del Lago Maggiore, sembra rappresenti tuttora il maggior fattore inquinante per il Lago.*

*La diffusione di una molecola inquinante in un ecosistema rappresenta, dunque, una forma sottile ma pericolosa di degradazione ambientale, in quanto gli effetti di questa dispersione risultano spesso non immediatamente percettibili. Con il tempo, quando l'impatto diviene più visibile, si è già purtroppo di fronte ad una situazione abbastanza compromessa e le azioni di recupero risultano pertanto più difficoltose. Nel Lago Maggiore è al quanto evidente il danno che sta provocando l'introduzione nell'ambiente di una molecola estranea ai cicli bio-geochimici naturali. Le molecole di sintesi, infatti, spesso risultano completamente sconosciute per i sistemi enzimatici degli organismi decompositori. Anche quando il tempo favorisce la selezione di questi organismi, accade che la degradazione della sostanza organica resti incompleta. Il rischio di contaminazione ambientale è perciò molto alto, quando si sperimentano sostanze (antiparassitari, erbicidi, fungicidi, ecc.) delle quali non si conosca bene la interazione con le diverse matrici ecologiche.*

*Diventa, dunque, auspicabile una maggiore consapevolezza ed una maggiore attenzione nell'utilizzo di questi composti per non compromettere la crescita delle coltivazioni e, più in generale, per non deteriorare la convivenza con un ambiente purtroppo ancora poco conosciuto nelle sue dinamiche ecologiche.*

*Come afferma E.O. Wilson nel suo libro intitolato "La diversità della vita": "l'uomo non è ancora riuscito a capire se stesso, e sarà ancora più confuso se dimenticherà quanto significhi per lui il mondo della natura. Sono moltissimi i segnali che indicano come la perdita di biodiversità metta a repentaglio non solo la sicurezza fisica dell'uomo, ma anche la sua stabilità spirituale. E se ciò è vero, i mutamenti in corso oggi non potranno portare altro che danni a tutte le generazioni venturose. L'impegnativo etico, dunque, dovrebbe essere, innanzitutto, prudenza".*

Marco Lestini

## **2. Microinquinanti organici**

(S. Galassi "Inquinamento delle acque superficiali" in Ecologia Applicata, Città studi ediz. 1998)

Attualmente esistono circa 10 milioni di molecole di sintesi. Di queste, 120.000 sono di uso comune, circa 11.000 sono prodotte in quantità superiore a 500 Kg all'anno. La caratteristica peculiare di molti composti sintetici, denominati "xenobionti" in quanto estranei agli esseri viventi, è di possedere una struttura chimica differente da quella delle molecole organiche naturali. Per questo motivo, i sistemi enzimatici degli organismi decompositori non sono sempre in grado di mineralizzare queste molecole, che possono persistere a lungo nella biosfera ed esplicare effetti negativi verso alcune biocenosi, soprattutto nei siti dove tali composti permangono più a lungo.

La persistenza degli xenobionti, la loro distribuzione nei diversi comparti ambientali e il loro comportamento negli esseri viventi variano notevolmente in funzione delle caratteristiche chimico-fisiche di ogni singolo composto.

Molti composti non restano a lungo nella biosfera e la loro pericolosità è limitata al luogo d'immissione, altri persistono per decenni e invadono l'intero pianeta.

In generale se paragonate ai composti organici di origine naturale, le concentrazioni ambientali delle molecole sintetiche non sono molto elevate, ma a differenza di questi, esse possono risultare nocive anche a bassi livelli di esposizione o di assunzione: vengono definite perciò "microinquinanti".

L'entità della contaminazione ambientale per i microinquinanti dipende ovviamente dalle modalità d'impiego: la diffusione è massima per i pesticidi che vengono deliberatamente immessi nell'ambiente, elevata per i detersivi, soprattutto se gli effluenti in cui vengono scaricati dopo l'uso non sono sottoposti a trattamenti di depurazione, notevole per i solventi, anche se essi vengono impiegati prevalentemente all'interno di cicli produttivi che ne prevedono il riciclo.

Le immissioni nell'ambiente sono dovute al fatto che il recupero non è mai completo, che possono avvenire sversamenti accidentali e che esistono prodotti commerciali di vasto impiego, come vernici, smalti, smacchiatori disciolti in solventi organici, che in parte possono essere eliminati come rifiuti.

Le indagini ambientali e le ricerche tossicologiche sono state sinora concentrate su poche categorie di microinquinanti organici molto diffuse e di accertata pericolosità, come i pesticidi, i policlorodifenili (PCB), i solventi clorurati, i detersivi, mentre le conoscenze a riguardo degli altri potenziali inquinanti sono molto frammentarie, anche a causa della difficoltà di determinarli analiticamente in modo sistematico nelle diverse matrici ambientali.

Le acque rappresentano solo uno dei possibili recapiti ambientali, generalmente quello iniziale, nel caso di effluenti civili, industriali e nel caso del dilavamento di suoli coltivati nonché di aree contaminate. Una volta immessi nell'ambiente i microinquinanti organici si ridistribuiscono nei diversi comparti in funzione delle loro proprietà chimico-fisiche.

I corpi idrici riceventi, soprattutto in prossimità del punto di immissione, rappresentano in ogni caso le situazioni più rischiose per la vita acquatica e gli altri usi esigenti delle acque.

### **2.1 Pesticidi**

Col termine "pesticidi", di origine anglosassone, si comprende una vasta gamma di prodotti chimici naturali e sintetici utilizzati in agricoltura per combattere le erbe infestanti e gli animali parassiti dei raccolti. In questa classe di composti sono compresi anche gli antiparassitari utilizzati contro le malattie provocate da insetti vettori, nonché i fungicidi e i limacidi.

In base alla struttura chimica e agli effetti esercitati sulla componente biotica dell'ecosistema, i principali pesticidi possono essere suddivisi nelle categorie riportate nella tabella seguente:

PESTICIDI	EFFETTO PRIMARIO	FUNZIONE DANNEGGIATA
Insetticidi organofosforici e carbammati	Inibizione colinesterasi	
Nicotina ed insetticidi fogliari tiocarbammati	Combinazione con il recettore colinergico	Coordinazione nervosa
<b>DDT e derivati piretroidi</b>	Interferenza con la trasmissione assonica dell'impulso	
Ciclodieni e idrocarburi	Presunte interferenze a livello di membrana degli assoni	
Tiocarbammati	Inibizione sulle sintesi lipidiche	Organizzazione della struttura cellulare
Erbicidi dipiridilici	Alterazione del trasporto elettronico nella fotosintesi	
Fluoroacetati	Inibizione del Ciclo di Krebs (inibizione del trasporto elettronico)	Produzione di energia
Dinitrofenoli	Disaccoppiamento delle fosforilazioni ossidative	
Uree, triazine, acilanilidi, idrossibenzonitrili, piridazioni, N-fenilcarbammati	Inibizione della reazione di Hill	

Alla struttura chimica si deve il modo d'azione e la selettività del composto per una particolare funzione fisiologica dell'organismo bersaglio, sia esso un insetto o una pianta parassita.

Il capostipite dei pesticidi sintetici è il pp' DDT (p,p'-diclorodifeniltricloroetano), una molecola sintetizzata nel secolo scorso, ma diventata importante solo dopo il 1939 grazie alla scoperta delle sue proprietà insetticide. Il DDT e tutti i pesticidi clorurati sono caratterizzati da una solubilità in acqua molto bassa e da un'elevata affinità per i lipidi, che determina un elevatissimo potenziale di accumulo negli organismi. Il loro uso è ancora purtroppo massiccio nei paesi tropicali, soprattutto per debellare le malattie portate da alcuni insetti. Uno dei pochi pesticidi clorurati ancora in uso in Italia è il lindano (-esaclorocicloesano), anche se in quantitativi molto ridotti rispetto agli anni Settanta, quando veniva impiegata la miscela commerciale degli isomeri.

I pesticidi, a differenza della maggior parte delle altre molecole sintetiche, vengono deliberatamente dispersi nell'ambiente. Le caratteristiche che maggiormente ne determinano il destino ambientale sono la volatilità, la solubilità e la persistenza. I composti più persistenti appartengono alla classe dei clorurati ma anche alcuni erbicidi ureici e triazinici possono rimanere a lungo nell'ambiente.

I pesticidi clorurati dimostrano una tossicità acuta molto bassa per l'uomo e i Mammiferi in genere. Il loro impiego in quantità massicce in agricoltura si deve proprio alla apparente specificità d'azione di questi composti. A causa del bioaccumulo, tuttavia, il DDT e altri composti clorurati, hanno raggiunto in alcune componenti delle reti trofiche livelli tali da determinarne seri effetti tossici.

E' opportuno ricordare che le capacità metaboliche differiscono nelle diverse specie, sia animali che vegetali e che, pertanto, le potenzialità di attivazione o disattivazione di una molecola sono diverse. Ne consegue che un composto risulterà molto tossico per gli organismi che possiedono gli enzimi in grado di attivare la molecola e poco tossico per quelli che invece la disattivano a metaboliti innocui.



### 3. DDT

(C. Ottavi - R. Viselli, rapporto A.N.P.A. 1999)

#### *Struttura del p,p' - DDT e dei suoi isomeri*

(many of the compounds also exist as o,p' - Isomers and other isomers)

Name DDT and its major metabolites	Chemical name	R	R'	R''
DDT	1.1' - (2.2.2 - trichloroethylidene)- bis (4 - chlorobenzene)	-CI	-H	-CC3
DDE*	1.1' - (2.2. dichloroethenylidene) - bis (4 - chlorobenzene)	-CI	None	=CCI2
TDE (DDD)*	1.1' - (2.2 - dichloroethylidene) - bis (4 - chloro benzene)	-CI	-H	-CHCI2
DDMU*	1.1' - (2 - chloroethenylidene) - bis (4 - chlorobenzene)-	-CI	None	=CHCI
DDMS*	1.1' - (2-chloroethylidene)- bis (4-chlorobenzene)	-CI	-H	-CH2CI
DDNU*	1.1' - bis(4 -chlorophenyl)ethylene		-CI	None =CH2
DDOH*	2.2-bis (4-chlorophenyl)(ethanol	-CI	-H	-CH2OH
DDA*	2.2-bis(4-chlorophenyl). scetic acid	-CI	-H	-C(O)OH
Some related insecticides				
Bulan*	2-nitro— 1.1 -bis- (4-chlorophenyl)butane	-CI	-H	NO2 CHC2H2
Prolan*	2-nitro- 1.1 -bis- (4-chlorophenyl)propane)	-CI	-H	NO2 CHCH2
DMC	4-chloro-n-(4-chlorophenyl)- 4-(methyl)benzenemethanol	-CI	-OH	-CH2
dicocol (Kelthane*)	4-chloro-a-(4-chlorophenyl)-a- (trichloromethyl)benzenemethanol	-CI	-OH	-CCI3
chlorobenzilate*	ethyl 4-chloro-a-(4-chlorophenyl)- a-hydroxubenzeneacetate		-CI	-OH -C(O)OC2H3
chloropropopylate*	1-methylethyl 4-chloro-a- (4-chlorophenyl)-a-hydroxy- benzeneacetate	-CI	-OH	-C(O)9CHI(CH2)2
Methoxychlor*	1.1'-(2.2.2 - trichloroethylidene)- bis(4-methozubenzene)	-OCH2	-H	-CCI3
Perthane *	1.1' -(2.2-dichloroethylidene)- bis (4-ethylbenzene	-C2H3	-H	-CHCI2
DFDT	1.1'-(2.2.2.-trichloroethylidene)-	-F	-H	-CCI3

\* Recognized metabolite of DDT in thew rat.

\* As an insecticide, this compound has the ISO approved name of TDE, and it has been sold under the name Rothame; in metabolic studies the same compound has been referred to as DDD; as a drug, it is called mitotane.

\* Common name approved by the international Organization for Standardization (ISO).

### 3.1 Proprietà chimico-fisiche

Con il termine DDT (diclorodifeniltricloroetano) è indicato il composto 1,1-(2,2,2-tricloroetilidene)-bis (4-clorobenzene) (p,p'-DDT). La struttura della molecola consente l'esistenza di svariate forme isomeriche, tra cui l'1-cloro-2-(2,2,2-tricloro-1-(4-clorofenil)etilbenzene(o,p'-DDT)).

La massa molecolare è pari a 354,5: il punto di fusione del p,p'-DDT è di 108,5-109°C, la tensione di valore è  $2,53 \cdot 10^{-10}$  Pa a 20°C; altamente insolubile in acqua (lug/l),  $\log K_{ow}$  7,48. Il termine DDT è altresì utilizzato per disegnare i prodotti commercializzati, costituiti da miscele di isomeri, di cui si riporta un tipico esempio:

p,p'-DDT	=	77,1%
o,p'-DDT	=	14,9%
p,p'-DDD	=	0,3%
o,p'-DD	=	0,1%
p,p'-DDE	=	4,0%
o,p'-DDE	=	0,1%
altri composti	=	3,5%

Tutti gli isomeri del DDT sono di colore bianco, di tessitura cristallina, insapori, inodori e con formula bruta  $C_{14}H_9Cl_5$ .

Il DDT è solubile nei solventi aromatici e clorati, moderatamente solubile in solventi organici polari ed in petrolio, altamente insolubile in acqua. Questa scarsa solubilità e la notevole affinità con le particelle solide sospese, su cui si adsorbe abbastanza stabilmente, permettono al DDT di accumularsi soprattutto in prossimità dei delta e degli estuari (trappole sedimentari).

### 3.2 Circolazione del DDT

(S. Galassi - "Circolazione dei microinquinanti organici" - in Ecologia Applicata, Città studi ediz., 1998; C. Ottavi - R. Viselli, Rapporto A.N.P.A. 27/4/1999)

Un pesticida nel trasferirsi dal suolo e dall'acqua all'atmosfera, passa dallo stato disciolto a quello di vapore, per tornare poi nel terreno e nelle acque veicolato dalle deposizioni atmosferiche. Si realizzano quindi dei veri e propri cicli delle sostanze xenobiotiche che possono essere osservati sia su piccola scala, nelle aree dove la produzione e l'uso delle sostanze è in atto, sia su scala più estesa, a volte globale, se l'inquinante è immesso nell'ambiente in grossi quantitativi.

Generalmente i trasferimenti bifasici (fra due comparti) sono reversibili se non si realizzano trasformazioni del composto e se le cinetiche di scambio sono più veloci di quelle di trasporto. Alcuni processi come le reazioni di idrolisi, le reazioni di fotolisi e le trasformazioni metaboliche sono irreversibili e determinano la rimozione di una parte del composto dal comparto in cui si verifica la trasformazione.

Queste reazioni tuttavia possono dar luogo alla formazione di nuove molecole che a volte risultano altrettanto o più pericolose dei composti di partenza. I prodotti di trasformazione degli inquinanti primari sono difficili da caratterizzare analiticamente e restano per la maggior parte sconosciuti anche sotto il profilo tossicologico.

#### 3.2.1 Volatilizzazione

La volatilizzazione di un contaminante disciolto in un corpo idrico o presente nel suolo dipende dalla sua tensione di vapore, da alcune caratteristiche del corpo idrico (velocità di flusso, profondità, turbolenza ecc.) o del suolo (contenuto di materia organica, densità ec) e da caratteristiche del mezzo aeriforme, come la velocità del vento. Queste proprietà concorrono tutte nel determinare la velocità alla quale il composto volatilizza, che abitualmente corrisponde ad una cinetica del primo ordine:

$$c/c_0 = e^{-K_v t}$$

dove  $c$  è la concentrazione del composto al tempo  $t$ ,  $c_0$  la concentrazione al tempo 0 e  $K_v$  la velocità di volatilizzazione.

Nel caso del DDT, a causa della bassa tensione di vapore, il processo di volatilizzazione nell'atmosfera avviene molto lentamente, e risulta di secondaria importanza, rispetto a quello di ritenzione nei substrati, sia di natura organica che inorganica.

### 3.2.2 Adsorbimento

Le particelle solide sospese in un corpo idrico, adsorbono le molecole organiche e inorganiche disciolte nella fase acquosa. Mentre l'adsorbimento dei metalli e delle molecole polari dipende dalla composizione della particella solida e dalle cariche superficiali, le molecole organiche poco polari vengono adsorbite in funzione del contenuto di carbonio organico presente nel particolato sospeso, nel sedimento o nel suolo.

Il coefficiente di ripartizione tra la fase liquida e solida viene definito come:

$$K_p = (c)_{\text{solidi sosp., sedimento}} / (c)_{\text{acqua}}$$

$K_p$  per il particolato fine può essere riferito al contenuto di carbonio organico della matrice solida essendo:

$$K_{oc} = K_p / f_{oc}$$

dove  $f_{oc}$  è la frazione di carbonio organico e  $K_{oc}$  è una costante che non dipende dalle proprietà del materiale adsorbente, ma unicamente dalle caratteristiche del composto.

In particolare il potenziale di adsorbimento sui solidi risulta tanto maggiore quanto minore è la solubilità di un composto in acqua. Composti poco solubili in acqua come il DDT, vengono adsorbiti dal particolato sospeso e sequestrati nei sedimenti, quando le particelle sospese si depositano. Questa rimozione non può essere considerata comunque definitiva perché i composti adsorbiti possono entrare nelle reti trofiche attraverso gli organismi bentonici, che sono in stretta relazione coi sedimenti lacustri.

### 3.2.3 Bioaccumulo

Con il termine "bioaccumulo" si intende sia il processo di "biomagnificazione", cioè il processo di trasferimento degli inquinanti attraverso le reti trofiche, sia la "bioconcentrazione", ossia il procedimento che porta ad accumulare direttamente l'inquinante dall'acqua. Le catene biologiche acquatiche sono molto più efficienti all'accumulo di molecole sintetiche, rispetto a quelle terrestri, in quanto il salto di concentrazione ai livelli trofici più elevati è maggiore.

La biomagnificazione segue meccanismi piuttosto complessi in cui la modellistica viene complicata dall'esigenza di considerare attentamente le biomasse in gioco. La bioconcentrazione, invece, nella maggior parte dei casi che riguardano le molecole xenobiotiche, può essere assimilata ad un processo di ripartizione tra acqua e riserve lipidiche dell'organismo. Si tratta di un fenomeno di natura fisica la cui entità dipende, in condizioni di equilibrio, unicamente dalla lipofilità del composto.

Per misurare la lipofilità del composto generalmente viene utilizzato il  $K_{ow}$ , cioè il coefficiente di ripartizione n-ottanolo acqua, poiché l'ottanolo, con la sua lunga catena idrocarburica e la funzione terminale alcolica, risulta assimilabile ai lipidi che sono dotati di parte lipofila e di una idrofila. Il fattore di bioconcentrazione BCF viene definito come:

$$BCF = c_f / c_w$$

dove  $c_f$  e  $c_w$  sono rispettivamente le concentrazioni di un composto misurate nel pesce e nell'acqua in condizioni di equilibrio. Una delle equazioni sperimentali più utilizzate per prevedere la concentrazione d'equilibrio nei pesci è la seguente:

$$\log BCF = 0,85 \log K_{ow} - 0,70$$

Anche in questo caso, come per il particolato e per le altre matrici solide, è la solubilità in acqua del composto che ne determina l'accumulo: i composti meno solubili sono i più accumulabili. A questa affermazione abbastanza intuitiva fanno però eccezione alcuni PCB (difenili policlorurati) che, pur essendo estremamente poco solubili, non vengono assimilati dagli organismi acquatici in quanto trovano difficoltà nel superare le membrane cellulari.

Per quanto riguarda il DDT, la solubilità in acqua è molto bassa  $s = 0,0017 \text{ mg l}^{-1}$  e un  $\log K_{ow}$  sperimentale di 5,98 a cui corrisponde un BCF di 24.000. Valori così grandi di BCF comportano un effetto di amplificazione enorme della contaminazione ambientale.

### 3.2.4 Degradazione

La degradazione di un composto può avvenire sia per mezzo di reazioni abiotiche, come la fotolisi e l'idrolisi,

sia per effetto dell'attività microbica.

La fotolisi è, dal punto di vista teorico, più efficiente rispetto alle reazioni biologiche perché l'energia in gioco, cioè quella della luce, è superiore a quella disponibile nei sistemi biologici. Tuttavia essa è attiva solo nel comparto atmosferico e nello strato superficiale dei corpi idrici e del suolo ed inoltre non è in grado di rompere tutti i legami chimici.

Le reazioni enzimatiche, invece, rendono possibile la degradazione di molti legami perché gli enzimi si comportano da catalizzatori. Nel suolo e nell'acqua, quindi, la degradazione biologica è di gran lunga la maggiore responsabile dell'eliminazione degli inquinanti.

Normalmente i composti che entrano in un organismo subiscono dei processi metabolici che li convertono a prodotti più polari. Per quanto riguarda i microrganismi, in genere, essi svolgono un ruolo detossificante nei confronti delle sostanze xenobiotiche, scomponendo queste ultime in molecole inorganiche ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{O}$ , nitrati, ecc), che poi entrano nei cicli biogeochimici.

A volte tuttavia, i processi degradativi portano alla formazione di molecole più pericolose dei composti di partenza. Pertanto il termine biodegradazione risulta piuttosto vago, comprendendo numerosi processi non tutti rivolti alla detossificazione.

Quindi la "detossificazione", che è la conversione di un composto tossico in sostanze innocue, insieme alla "mineralizzazione", che rappresenta il processo degradativo di conversione di un composto organico in prodotti inorganici, costituiscono i processi di autodepurazione dell'ambiente.

In natura avvengono anche trasformazioni metaboliche operate dai microrganismi su un certo composto che non può essere utilizzato come unica fonte di carbonio, che vengono indicate con il termine di cometabolismo. Generalmente il "cometabolismo" non porta alla mineralizzazione completa del composto e, in alcuni casi, genera sostanze tossiche. Un caso di questo tipo è proprio quello che porta alla formazione di DDE (v. pag. 6) dal DDT. Il DDE è altrettanto tossico e accumulabile del DDT e ancora più stabile nell'ambiente.

La degradazione del DDT è altamente dipendente dalla presenza della luce del sole, soprattutto in alcune componenti dello spettro, come i raggi ultravioletti. Praticamente la fotolisi del p, p'-DDT porta ad un prodotto principale il "DDE" e ad uno secondario, cioè il "DDD".

E' studiata la fotolisi del p,p' - DDT e del suo prodotto primario di degradazione, il DDE, a seguito di irradiazione (260 nm) nel metanolo. I prodotti formati sono il DDMU, il diclorobenzofenone e il diclorobifenile. L'irradiazione nei solventi organici non fornisce necessariamente una buona idea di quello che accade nell'ambiente, benchè siano stati confermati i risultati ottenuti con i solventi irradiando dei vapori di DDT alla luce del sole.

I composti adsorbiti hanno un comportamento intermedio tra il loro comportamento fotochimico allo stato gassoso e quello allo stato solido. L'irradiazione del DDE adsorbito su un gel di silice con delle lunghezze d'onda superiori ai 230 nm ha condotto alla formazione di dicloro e di triclorobenzofenone. Da questi risultati si evince che risulta necessario tenere in considerazione un gran numero di composti clorati derivati dal DDT, per poter determinare con sufficiente precisione l'impatto che questa molecola esercita sull'ecosistema.

### **3.2.5. Biotrasformazioni nei mammiferi**

Le biotrasformazioni nel metabolismo dei mammiferi possono essere ricondotte principalmente a due vie:

- perdita di una molecola di acido cloridrico con trasformazione del DDT in DDE
- degradazione del DDT in DDA attraverso il DDD.

Il DDA è il metabolita più importante che viene eliminato per via urinaria in tutti i mammiferi, compreso l'uomo. Si tratta di una sostanza cristallina contenente il 25,37% di cloro, il punto di fusione avviene a 165,6-166 °C.

Per quanto riguarda il DDE sono stati Pearce et al. a dimostrare per primi, a partire dai grassi umani, che il DDE si accumula nei tessuti. Gli autori hanno fatto notare che ignoravano se i composti rilevati provenissero dalla degradazione parziale dei residui di DDT sulle piante o se fossero stati formati nell'organismo durante la digestione o dopo l'assorbimento. Si sa ora che certi alimenti contengono DDE, ma che l'uomo può anche metabolizzarlo a partire dal DDT. Il meccanismo esatto di questa biotrasformazione è tutt'ora poco conosciuto.

La predominanza della detossicazione attraverso il DDE o il aDDD può dipendere sia dalla reazione fisiologica sia dalla quantità di tossico utilizzata. Quale che sia la ragione il DDE resta stoccato più a lungo del DDT.

Nell'uomo e nelle foche, se una parte del DDE è espulsa tale e quale, l'eliminazione è facilitata tramite enzimi microsomici, il che suggerisce fortemente che il composto subisca un metabolismo, una coniugazione o entrambe.

### **3.2.6 Biotrasformazione nel metabolismo degli uccelli**

Negli Stati Uniti, che furono tra i primi produttori e utilizzatori di DDT nel dopoguerra, si constatarono negli anni '60 i primi effetti dannosi: gli uccelli stanziali sparivano dalle campagne e in un'isola del Messico si osservò il declino dei pellicani che vi andavano a riprodursi. In entrambi i casi, la causa della scomparsa degli uccelli era dovuta ad un effetto negativo che il DDT provocava sul sistema enzimatico preposto alla calcificazione delle uova; il pp'DDT, i suoi metaboliti, pp'DDE e pp'DDD, e i loro isomeri, infatti, inibiscono l'anidrasi carbonica, un enzima che permette il trasferimento rapido del calcio nell'ovidotto durante la formazione dell'uovo. I piccoli non sopravvivono perché il guscio è troppo fragile.

Il metabolismo segue modalità differenti a seconda della specie ornitica in esame. Lavori basati sulla somministrazione di dosi acute o ripetute a piccioni, quaglie e merli hanno mostrato che il DDE costituisce il metabolita primario nei piccioni e nelle quaglie mentre il DDD risulta il principale nei merli. La produzione di DDD è possibile anche nei piccioni, ma essa è secondaria e non passa attraverso il DDMU (v. pag. 6), contrariamente a ciò che accade nei mammiferi. Anche il DDA, prodotto dalla degradazione del DDMU nei mammiferi, non si forma nei piccioni.

### 3.2.7 Biotrasformazione nel metabolismo degli insetti

Il DDT presenta un comportamento analogo a quello riscontrato negli uccelli, con metabolizzazione di DDE nella Mosca domestica e di DDD nella *Stomoxys calcitrans*. Alcune specie di insetti procedono alla detossicazione del DDT (*Triatoma infestans*, *Drosophyla melanogaster*, *Culex tarsalis*).

Le ricerche sul meccanismo di detossicazione del DDT negli insetti presentano un interesse molto particolare. In generale, il fenomeno di resistenza negli insetti è legato alla detossicazione dell'insetticida tramite una metabolizzazione in prodotti non tossici. Le vie di questo metabolismo negli insetti sono numerose e dipendenti dalle specie.

Il primo prodotto di conversione identificato nella mosca domestica resistente è stato il DDE, in cui la conversione è catalizzata dal DDT - desidroclorase; altri metaboliti sono il DDD (isolato per es. in *Stomoxys calcitrans*), il DDA (isolato per es. in *Quiscula quiscula*, *Heliothis virescens*) e il diclorobenzofenone (isolato in *Leucophaea*). La detossicazione in *Culex tarsalis* e altre specie è realizzata tramite idrossidazione e conduce al keltano sostanza che è un acaricida commerciale.

Benchè non sia stato osservato il DDD come metabolita in *Culex tarsalis*, le differenze tra ceppi sensibili e resistenti hanno condotto alla conclusione che questo prodotto costituisca un intermediario nei processi di degradazione del DDT.

### 3.2.8 Biotrasformazione nei vegetali superiori

La trasformazione del DDT nei vegetali superiori risulta un fenomeno limitato (2% dopo 18 giorni negli spinaci, 5% dopo 14 settimane nei cavoli), tuttavia non si può trascurare, perchè una frazione considerevole di DDT utilizzato a scala mondiale è applicato alle piante, intenzionalmente oppure non. I prodotti di conversione identificati sono il DDE, il DDD, il DDMU, il DDA, dei coniugati del DDA ed un coniugato del DBH. Questo significa che i metaboliti nelle piante non sono chimicamente differenti da quelli che sono stati rilevati negli altri organismi.

Ad es. in un frutteto di meli trattati ogni anno è stato misurato l'accumulo e la distribuzione del p,p'-DDT sopra e nelle radici, sulle foglie, sulla scorza ed i frutti oltre che su e nelle radici e sulle parti aeree dell'erba

circostante. Durante 13 anni, si sono verificati aumenti nelle scorze delle mele, del contenuto percentuale di DDE, DDD e DDMU in rapporto al DDT, senza dubbio in seguito ad una decomposizione di quest'ultimo sulla scorza (< 10%).

Si è ugualmente rilevato del DDE e del DDD dopo applicazione di p.p'-DDT su del cotone. Queste due sostanze sembrano essere dei metaboliti correnti del DDT nelle piante. E' stato ugualmente osservato dell'o.p'-DDT nelle ultime due esperienze, ma sembra che si trattasse di un'impurità del DDT e non di un metabolita.

### **3.2.9 Biotrasformazioni nel suolo e nei microrganismi**

La reazione metabolica più diffusa del DDT nei microrganismi sembra essere una dechlorazione riduttrice che conduce alla formazione di DDD. Si è dimostrato questa reazione in *Escherichia coli* (nell'intestino dei ratti), in *Aerobacter aerogenes*, in *Proteus vulgaris* e in alcuni lieviti.

Contrariamente a ciò che accade negli animali superiori, nei microrganismi la dechlorazione è un fenomeno anaerobico, catalizzato dal citocromo-ossidasi ridotto. La Fe(II)-citocromo-ossidasi isolata in *Aerobacter ssp.* trasforma il DDT in DDD in vitro. La conversione del DDT in DDD nelle masse d'acqua e negli altri ambienti riduttori caratteristici di ambiti ricchi in materia morta o in decomposizione è mediata dalle ferroporfirine ridotte. Questa scoperta ha un significato ambientale considerevole, poichè la maggior parte della materia vivente contiene ferroporfirine legate a delle proteine, nelle molecole complesse. La decomposizione della materia organica, libera le ferroporfirine, che possono dunque essere considerate come degli agenti ambientali largamente diffusi, capaci di trasformare, su vasta scala, i residui di DDT nel DDD che risulta meno persistente, in quanto suscettibile di degradazioni biotiche e abiotiche ulteriori.

da non trascurare è, infine, il fatto che l'uso agricolo del DDT, in Italia, è vietato dalla metà degli anni 70; per cui qualsiasi fenomeno di contaminazione recente rilevato in seguito a tale data è da attribuire fonti diverse da quella agricola, (stabilimenti industriali di produzione del pesticida per esportazioni, discariche incontrollate ecc.).

Ciò consente perciò di farsi una idea, almeno qualitativa, dell'età della contaminazione: infatti, più la composizione percentuale dei 3 isomeri è sbilanciata verso DDD e DDE, più la contaminazione è "antica"; viceversa, si può considerare recente se la percentuale relativa di DDT si avvicina al 90%.

Pertanto, qualora predominasse il DDD sul DDE, si può affermare che l'inquinante ha subito dei processi di trasformazione anaerobici; viceversa, si può considerare recente se la percentuale relativa di DDT si avvicina al 90%.

Pertanto, qualora predominasse il DDD sul DDE, si può affermare che l'inquinante ha subito dei processi di trasformazione anaerobici; viceversa se il DDE risulta più abbondante del DDD, l'alterazione del DDT è quindi avvenuta ad opera di organismi superiori in ambienti fotici e aerobici.

## **4. Effetti del DDT nelle specie acquatiche più sensibili**

(E. Funari - R. Pagnotta "Commissione tecnico-scientifica per valutare l'entità della contaminazione da DDT e suoi derivati nei vari comparti ambientali del Lago maggiore" - *Sintesi dell'attività svolta*, 21/3/1997).

Le concentrazioni di DDT che determinano effetti avversi alle diverse componenti degli ecosistemi acquatici sono riportate nella seguente tabella, selezionando tra i dati disponibili in letteratura quello che si riferiscono ai diversi livelli trofici e, tra le specie di uno stesso livello, quelle più sensibili e/o più rappresentative:

Nei pesci la tossicità risulta in genere fortemente influenzata dalla temperatura, dal valore del pH e dalla concentrazione di carbonio organico; il loro aumento determina generalmente una diminuzione anche marcata della tossicità del DDT.

Premessa l'accertata tossicità decrescente DDT-DDE-DDA (in *Trota iridea*, a 12 °C e pH 7,1, dopo 96 ore, LC50 si attesta rispettivamente per i tre composti alle concentrazioni di 4,7 - 32 - 70 mg/l) il principale effetto tossico dei composti sulla ittiofauna risulta essere l'inibizione della respirazione cellulare e della ATPasi con inibizione della fosforilazione ossidativa; la causa principale della mortalità è risultata essere la degenerazione epatica nella carpa.

La mortalità per la trota iridea (*Onchorinchus mykiss*) sul 50% degli animali esposti si verifica alla concentrazione di 7 mg/l se l'esposizione viene protratta per 15 giorni (Verschuere, 1983).

Poiché la LC50 decresce al crescere del tempo di esposizione si può ritenere che concentrazioni dell'ordine di pochi ng/l possano essere letali per lunghi tempi di esposizione.

#### **4.1 Effetti del DDT nell'uomo**

Il DDT è assorbito in seguito ad inalazione o ingestione. L'assorbimento da piccole dosi, come quelle presenti nel cibo, è praticamente completo ed è facilitato dalla presenza di grassi nell'alimento. In soluzione, il DDT è scarsamente assorbito attraverso la cute. In seguito a somministrazioni di dosi continue, l'accumulo nel tessuto adiposo all'inizio è piuttosto rapido, in seguito diventa più graduale fino a raggiungere un livello costante.

#### **4.2 Mutagenesi**

E' opportuno tener presente che nella maggior parte degli studi il DDT non ha provocato effetti genotossici in sistemi cellulari di roditori o umani.



### 4.3 Cancerogenesi

Per quanto concerne la cancerogenesi, il DDT causa un aumento dei tumori del fegato nei topi. Tuttavia, la suscettibilità dei topi per questi tumori potrebbe essere una conseguenza di una differenza specifica nel metabolismo del DDT da parte di questa specie. I topi formano infatti più DDE rispetto all'uomo e ad altre specie. Questo metabolita viene considerato il principale responsabile della cancerogenesi nei topi.

Nell'uomo l'esposizione continua di alcuni lavoratori per 25 anni ad una dose media di 0,25 mg/Kg p.c./giorno non ha provocato effetti osservabili. Questa dose è stata considerata come NOEL (no-observed-effect-level) per l'uomo. Osservazioni epidemiologiche non hanno fornito evidenze valide che il DDT abbia effetti sulla riproduzione o effetti teratogeni.

### 4.4 Linea guida

Come la maggior parte delle specie animali, l'uomo converte il DDT in DDE, che viene accumulato anche più efficacemente. Nei tessuti può essere rilevata una piccola quantità di DDD che è un intermedio nella formazione del principale prodotto di escrezione del DDT.

L'ADI (acceptable daily intake) per l'uomo è di 0,02 mg/kg p.c. Poiché i neonati e i bambini possono essere esposti a dosi maggiori di sostanze chimiche in relazione al loro peso corporeo e a causa del forte bioaccumulo di DDT, il valore di linea guida è stato calcolato sulla base di un bambino di 10 Kg di peso corporeo che consuma un litro di acqua al giorno. Inoltre a causa dell'esposizione significativa al DDT attraverso altre vie, è stata scelta per le acque potabili un'allocazione dell'1%. Questo conduce al valore guida per il DDT e i suoi metaboliti nelle acque potabili di 2 mg/litro.

Questo valore supera la solubilità del DDT nell'acqua che è di 1 l. Tuttavia una parte di DDT può essere adsorbita sul particolato comunque presente nell'acqua potabile, così che il valore guida di 2 mg/litro, in alcuni casi, potrebbe essere raggiunto.

### 4.5. Criterio ed obiettivo di qualità per il DDT

In base al D.L. n. 152 dell'11/5/1999 (Disposizioni sulla tutela delle acque dall'inquinamento...), all'art. 4, l'obiettivo di qualità ambientale viene definito *“in funzione della capacità dei corpi idrici di mantenere i processi naturali di autodepurazione e di supportare comunità animali e vegetali ampie e ben diversificate”*. Pertanto il criterio di qualità per la vita acquatica rappresenta la concentrazione del composto che non dovrebbe determinare effetti avversi per nessuna delle componenti acquatiche anche per lunghi tempi di esposizione.

L'obiettivo di qualità si avvicina al criterio ma, mentre quest'ultimo viene stabilito su basi puramente scientifiche e non considera i problemi relativi all'ottenimento di queste concentrazioni nelle acque superficiali, il primo tiene conto della reale contaminazione degli ecosistemi acquatici e della necessità di ottenere un graduale recupero dilazionato nel tempo.

Nel caso specifico del aDDT, il criterio e l'obiettivo di qualità in acqua dolce risulta desumibile dalla seguente tabella:

Il criterio di qualità cronico tiene conto del fenomeno del bioaccumulo e degli effetti che si possono determinare nei predatori terminali.

Il criterio acuto, invece, rappresenta la concentrazione istantanea che non deve essere mai superata nei campioni acquosi se si vuole evitare il manifestarsi di effetti acuti in qualche componente delle comunità acquatiche.

Il Lago Maggiore (l'antico Verbanus lacus dei Romani) è il secondo dei laghi italiani, per superficie, dopo quello di Garda; bagna ad E la Lombardia (Provincia di Varese), ad W il Piemonte (provincia di Novara) e a N (Kmq. 45) la Svizzera (Canton Ticino). Posto a m. 193,5 sul mare (area 212,16 Kmq., lunghezza 54 Km (66 km lungo la linea mediana), sviluppo sponde 170,02 Km, profondità massima 372m, davanti a Ghiffa, volume normale delle sue acque 37.100 milioni di mc.), è una criptodepressione cioè il fondo è a livello inferiore della superficie del mare), che trae origine dal tratto della valle del Ticino, eroso dai ghiacciai dell'età quaternaria che si estendevano fra le Prealpi piemontesi e lombarde.

Il Lago Maggiore ha per immissari principali: il Ticino, che vi entra a NE presso Magadino, e la Maggia, entrambi in territorio svizzero; il Toce, che scende dalla Val d'Ossola; il Bardello, emissario del lago di Varese; la Tresa, emissario del lago di Lugano. Suo emissario è il Ticino che ne esce a S presso Sesto Calende. Ha piene maggiori degli altri laghi italiani, per il suo bacino idrografico; l'ittiofauna è abbastanza diversificata ed anche pregiata: trota, coregone, pesce persico, agone, tinca.

### **5.1 Idrologia di alcuni tributari e idrodinamica**

(E. Funari - R. Pagnotta "Commissione tecnico-scientifica per valutare l'entità della contaminazione da DDT e suoi derivati nei vari comparti ambientali del Lago Maggiore" - *Sintesi dell'attività svolta*, 21/3/1997).

I principali corsi d'acqua tributari del lago Maggiore sono indicati nella seguente tabella, in cui le aree dei singoli bacini idrografici sono espresse in Km<sup>2</sup>, mentre le caratteristiche altimetriche sono espresse in metri sul livello del mare (m s.l.m.):

## 5.2 Le correnti nel bacino meridionale del Lago Maggiore

Lo studio delle correnti nel bacino meridionale del Lago Maggiore (dalla Punta della Castagnola all'incile), risalente ai primi anni '60, si articolò in un primo periodo di indagine di 16 mesi, con l'impiego di crociere di deriva, e in un secondo di 14 mesi durante i quali fu utilizzato anche un tracciante fluorescente (Rodamina B). Fu dimostrato che il vento è la principale forza innescante i movimenti delle acque superficiali, con relazioni lineari tra la sua velocità e quella delle correnti, quantitativamente diverse a seconda delle profondità: le componenti orizzontali dei movimenti lacustri presentarono velocità variabili da poche unità a qualche decina di centimetri al secondo.

L'utilizzo del tracciante, ancorché limitato ad una zona ristretta e alla fascia rivierasca, ha confermato la stretta dipendenza dei movimenti delle masse d'acqua dal vento, con il condizionamento della morfologia locale, soprattutto per quanto attiene alla direzione del movimento, e alla stratificazione termica, risulta un ostacolo insormontabile per i movimenti e per la diffusione lungo la verticale.

Il quadro generale delle correnti più superficiali (0-30 m) nel bacino meridionale del Lago Maggiore indotte dai venti dominanti provenienti, rispettivamente, dai quadranti settentrionale e meridionale, è riportato nelle figure successive:

Fig. 5 - Quadro generale dei processi circolatori nel bacino meridionale del Lago Maggiore fino a 30 m. di profondità, in presenza di venti spirati dai quadranti settentrionali.

Fig. 6 - *Quadro generale dei processi circolari fino a 30 m. di profondità, in presenza dei venti spirati dai quadranti meridionali.*

In queste figure sono rappresentati i due possibili andamenti delle correnti profonde (50-300m), che risultano meno influenzate dal vento e più legate alle modalità con cui si sviluppano i movimenti nella parte settentrionale del lago, non ancora ben indagata.

Fig. 7 - *Quadro generale dei processi circolatori delle correnti profonde.*

### 5.3 Regime termico del Lago Maggiore

Il lago per la sua collocazione geografica è classificabile come monomittico caldo (Tonolli 1964); tuttavia per l'elevata profondità del corpo d'acqua il mescolamento completo avviene solo in concomitanza di inverni particolarmente freddi e ventosi (Vollenweider 1964; Tonolli & Bonomi 1967; Bonomi et al. 1970; Ambrosetti et al. 1979). La classificazione più corretta è quella di Lago olo-oligomittico la cui circolazione avviene solo durante occasioni particolari (Ambrosetti et al. 1982); nel Lago Maggiore, infatti, la profondità del mescolamento invernale per moti convettivi raggiunge, da ormai 25 anni, solamente i 100 - 150 m.

Fig. 8 - *Profondità in m raggiunta nel Lago Maggiore dal mescolamento invernale nel periodo 1963/1992.*

### 6. Contaminazione da DDT e suoi derivati, nei vari comparti ambientali del Lago Maggiore

(E. Funari - R. Pagnotta "Commissione tecnico-scientifica per valutare l'entità della contaminazione da DDT e suoi derivati nei vari comparti ambientali del Lago Maggiore" - *Sintesi dell'attività svolta*, 21/3/1997).

Il problema del DDT presente nei pesci del Lago Maggiore è emerso in forma ufficiale, mercoledì 5 giugno 1996, in occasione della seduta ordinaria della Commissione per la pesca nelle acque italo-svizzere tenutasi a Pallanza, presso la sede della Provincia del VCO.

In coda alla riunione, la Delegazione italiana allargata, a richiesta della Delegazione svizzera, ad una rappresentanza del Cantone Ticino e al Segretario della Commissione per la protezione delle acque italo-svizzere, è stata informata che le analisi sui pesci provenienti dal lago Maggiore, campionati nel periodo compreso fra giugno e novembre del 1993 e compreso nel periodo ottobre-novembre 1995, avevano evidenziato per la parte edibile di agone, concentrazioni medie di DDT totale dell'ordine di  $2 \text{ mg Kg}^{-1}$ , valore ampiamente superiore ai limiti previsti dalla normativa svizzera per la commerciabilità del pesce ( $1 \text{ mg Kg}^{-1}$ ). Altri pesci commerciali, quali trota e coregoni, mostravano significative concentrazioni di DDT totale dell'ordine di 0,2-0,5  $\text{mg Kg}^{-1}$ .

In seguito a questa notifica, veniva costituito un Comitato tecnico-scientifico, rappresentativo delle istituzioni coinvolte da questo problema, per studiare il processo di contaminazione e per fornire tutte le indicazioni operative necessarie per la risoluzione del problema.

Inoltre il Ministero dell'Ambiente, attraverso il NOE (Nucleo Operativo Ecologico) ed altri servizi tecnici di vigilanza, disponeva una approfondita indagine sulla ditta ENICHEM di Pieve Vergonte (località distante ca. 30 Km dal Lago), azienda da subito individuata come potenziale responsabile dell'inquinamento in atto.

I primi risultati consentivano al Ministero di emanare il 17/6/1996 un'ordinanza di sospensione dello scarico della produzione di DDT della ditta ENICHEM, ordinanza poi reiterata il 28/6/1996 per altri 6 mesi con ulteriori prescrizioni.

Contemporaneamente veniva disposto dalle Autorità Sanitarie Regionali il divieto di uso alimentare umano dell'agone pescato nella parte italiana del lago Maggiore. In conseguenza di questo divieto ne veniva proibita la pesca.

#### 6.1 Indagini preliminari

In seguito a questo rilevamento sospetto di concentrazioni significative di DDT in alcuni pesci pescati nella parte svizzera del Lago Maggiore, è stato possibile procedere, da parte delle Autorità competenti, inizialmente allo studio di quei comparti sia biotici che abiotici, che potessero da subito quantificare il fenomeno, anche se approssimativamente.

## **6.2 Specie ittiche**

I valori medi delle analisi condotte nel periodo giugno/luglio 1996 hanno mostrato contenuti di DDT nella parte edibile dei pesci sempre inferiori ai valori trovati nei pesci campionati nella parte svizzera del Lago Maggiore, ma superiori ai limiti della normativa italiana (Ordinanza Ministero della Sanità del 18/7/1990).

Le risultanze di tali analisi hanno portato quindi le Autorità sanitarie ad assumere provvedimenti di divieto all'uso alimentare dei pesci che, conseguentemente, hanno anche prodotto i divieti e le limitazioni allo svolgimento delle attività di pesca nel lago in questione.

Contenuti di DDT nella parte edibile dei pesci campionati nel giugno-luglio 1996 nella parte italiana e svizzera del Lago Maggiore e inerente il superamento dei limiti della Ordinanza del Ministero della Sanità del 18/7/1990.

## **6.3 Sedimenti lacustri**

Le indagini sul contenuto di DDT nei sedimenti lacustri sono state effettuate su 7 carote raccolte nella baia di Pallanza dal CNR Istituto Italiano di Idrobiologia ed analizzate dal CNR-IRSA di Brugherio. I risultati relativi al primo centimetro superficiale di 5 carote sono riportati dalla seguente tabella:

I risultati di questa indagine hanno evidenziato come il contenuto di DDT nella carota presenti concentrazioni più elevate nelle stazioni prossime alla foce del fiume Toce o in corrispondenza delle aree di maggiore influenza fluviale.

#### **6.4 Acque lacustri**

I risultati analitici relativi alle concentrazioni di DDT nelle acque raccolte in corrispondenza delle stazioni di prelievo per uso idropotabile (Ghiffa e Leggiuno) nonché a Lesa nell'ambito di uno studio annuale sulla verifica di uso potabile delle acque lacustri profonde, svolto per conto della Provincia di Novara dalla Associazione Irrigazione Est Sesia, mostrano valori ampiamente inferiori a 0,01 ug/l, più bassi di almeno un ordine di grandezza rispetto ai limiti previsti dalla normativa italiana per le acque potabili (0,1 ug/l). Questa constatazione ha confermato in maniera evidente le indicazioni riportate in letteratura, e che cioè la molecola del DDT, risulta poco solubile in acqua, mentre risulta molto accumulabile nel comparto biotico (biomasse) e nei sedimenti.

Fin dall'inizio, quindi, è apparso abbastanza evidente l'impatto che le molecole di DDT stavano esercitando sugli organismi lacustri.

E' pertanto stato possibile procedere all'effettuazione di ulteriori studi, finalizzati alla evidenziazione più accurata del livello di questa contaminazione.

#### **7. Sintesi dei principali risultati relativi alla distribuzione e agli effetti del DDT nell'ecosistema del Lago Maggiore**

(Commissione internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere - *Sintesi dei principali risultati ed elementi per un programma di monitoraggio, giugno 1999*)

Le indagini per la valutazione del contenuto di DDT e dei suoi effetti nei diversi comparti biotici ed abiotici del Lago Maggiore, dei suoi principali tributari, del Lago di Mergozzo e del Fiume Toce, a monte ed a valle dell'insediamento ex EniChem di Pieve Vergonte, sono state realizzate in base a quanto previsto dal Progetto Esecutivo approvato dalla Commissione internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere, in accordo con la Regione Lombardia, la Regione Piemonte, il Cantone Ticino e la Commissione Italo-Svizzera per la Pesca.

Nel corso del 1998 e dei primi sei mesi del 1999, il CNR Istituto italiano di Idrobiologia incaricato del coordinamento delle ricerche, ha promosso periodiche riunioni collegiali, durante le quali sono stati esaminati gli aspetti operativi ed organizzativi e si sono esaminati i risultati conseguiti dagli esecutori delle indagini:

- Università di Milano - Dipartimento di Biologia - Sezione Ecologia
- Università dell'Industria - Dipartimento di Biologia Strutturale e Funzionale di Varese

- CNR Istituto di Ricerca sulle Acque di Brugherio
- Istituto Zooprofilattico di Brescia
- Istituto Zooprofilattico di Torino
- ARPA - Dipartimento Provinciale di Novara
- P.M.I.P. - A.S.L. Varese
- Laboratorio Cantonale di Lugano

Vista la complessità del sistema indagato, nonché l'elevato numero di comparti ambientali e di variabili prese in considerazione, è importante sottolineare il fatto che l'interpretazione completa ed esaustiva di questi dati, non può essere considerata ancora completa. Per una valutazione più precisa della situazione globale relativa alla contaminazione dell'ecosistema lacustre, è opportuno attendere i risultati di quei lavori che si stanno ancora eseguendo.

### **7.1 Analisi sui principali tributari (acqua, particolato, sedimenti)**

I corsi d'acqua sottoposti ad indagine sono stati: Toce e Vevera in Piemonte, Bardello, Boesio e Tresa in Lombardia, Ticino immissario, Maggia e Verzasca nel Cantone Ticino. Inoltre sono stati campionati anche il Ticino emissario all'incile del lago e, relativamente ai sedimenti, il T. Margorabbia prima della sua confluenza nel fiume Tresa.

L'analisi del DDT e dei suoi relativi metaboliti, sia nell'acqua che nel particolato sospeso dei principali tributari del Lago Maggiore (rappresentano complessivamente il 75% del bacino del Lago), consentono di concludere che:

- i contributi per unità di superficie del bacino del Toce sono più elevati di tutti gli altri fiumi; queste differenze sarebbero ancora più evidenti se i contributi unitari anziché su scala di bacino fossero calcolati relativamente al tratto a valle dello stabilimento ENICHEM, in cui sono state misurate concentrazioni molto alte in acqua e nei sedimenti. Quest'area rappresenta tuttora una sorgente di contaminazione da DDT e composti mologhi; il rilascio avviene sia attraverso il dilavamento del suolo e il trasporto del fiume, che attraverso il trasporto atmosferico.
- I sedimenti dei fiumi tributari Toce, Margorabbia e Verzasca contengono quantità non trascurabili di DDT totali e pp'DDT. Va tuttavia osservato che, se si considera il contenuto di DDT nella sola frazione fine ( $< 0,05$  mm) il F. Toce risulta di gran lunga il più contaminato.

### **7.2 Indagini sul fiume Toce**

Specie ittiche

Non è possibile esprimere una valutazione, in quanto, al momento, non sono ancora pervenuti i risultati da parte dei laboratori e degli Enti preposti.

Analisi dei sedimenti

Nei due campioni della frazione fine di sedimenti prelevati nell'alveo del fiume Toce in località Megolo, a valle dell'insediamento ex Enichem, si è riscontrata la presenza di DDT e omologhi in quantità rilevante con valori di 990 e 526 ng/g rispettivamente nei mesi di febbraio e agosto 1998.

### **7.3 Analisi materiali sospesi ed acqua**

Il contenuto di DDT e omologhi presenti nell'acqua e nei solidi sospesi si è mantenuto pressoché costante nei mesi compresi tra febbraio e ottobre 1998, con valori compresi tra 6 o 27 ng/l, mentre nei mesi di novembre



e dicembre si è riscontrato un aumento (rispettivamente 48 e 63 ng/l), in concomitanza con l'inizio delle operazioni di smantellamento degli impianti ex Enichem

## **7.4 Analisi Benthos**

Sono stati eseguiti quattro campionamenti sia a monte che a valle dell'insediamento ex Enichem. I risultati mostrano che, mentre le concentrazioni ritrovate nei diversi gruppi a monte dell'insediamento Enichem risultano inferiori ai limiti della sensibilità analitica, sui campioni raccolti a valle dell'insediamento ex Enichem, sono state riscontrate significative concentrazioni di DDT per la fauna bentonica indagata (plecotteri, efemerotteri, tricoteri).

In generale, per quanto riguarda l'ecosistema F. Toce, risulta evidente il grande impatto esercitato dallo stabilimento in questione. Risulta altresì evidente come questo fiume sia il maggior veicolo di trasporto dell'inquinante al Lago. Va infine rilevato che il campionamento alla sua foce, da solo, non è in grado di rendere conto della reale importanza di questo tributario nel rifornimento (ancora in atto) di DDT al Lago Maggiore.

## **7.5 Indagini sul lago Maggiore**

### **7.5.1 Acqua di lago filtrata**

Sono stati raccolti, con frequenza stagionale, i campioni di cinque litri di acqua di lago nelle stazioni di Locarno, Ghiffa, Baia di Pallanza e Belgirate, alle profondità previste dal programma d'indagine, vale a dire 0, 10, 25, 50, 100 metri per la stazione di Ghiffa e 0, 10, 25, 50, fondo, per le altre tre stazioni.

Le concentrazioni riscontrate in tutte le stazioni e profondità campionate sono inferiori a 1-2 ng/l di DDT totale, valori che confermano la potabilità delle acque lacustri in riferimento ai limiti della normativa italiana ed europea.

### **7.5.2 Sedimenti lacustri**

Il piano di campionamento è stato realizzato mediante raccolta di 12 carote di sedimento nel Lago Maggiore (una in più rispetto alle indicazioni del programma, prelevata nella Baia di Pallanza), nonché una carota nel Lago di Mergozzo.

Dalle analisi delle carote di sedimento prelevate in diverse aree del lago e in modo più sistematico nella Baia di Pallanza e lungo la direttrice dalla foce del f. Toce al centro lago, dopo opportuna datazione, è stato possibile ricostruire la storia della contaminazione da DDT, dal momento in cui è partita la produzione della molecola, fino al 1998; è stato anche possibile individuare l'origine:

- i sedimenti più vicini alla foce del Toce sono quelli più contaminati con livelli elevatissimi all'inizio degli anni '70 e con picchi di contaminazione, anche se più contenuti rispetto agli anni '70, negli anni 1989-91.
- Nelle zone a maggior profondità (Ghiffa e Ispra) la contaminazione degli anni '90 è solo di poco inferiore a quella del sedimento depositato davanti alla foce del Toce. Anche in questo caso i livelli massimi corrispondono agli anni '70 e si osservano picchi più recenti negli anni 1986-88 e 1992-96.
- I sedimenti prelevati nel bacino di Locarno sono caratterizzati da concentrazioni molto basse di DDT e composti omologhi, del tutto analoghe a quelle determinate nel Lago di Garda da Galassi et al., (1995).

Anche il Lago Mergozzo risulta piuttosto contaminato, si raggiungono i 573 ng/g nella fetta di sedimento a cui è stato attribuito un periodo di riferimento corrispondente al 1970-72, ma contaminazioni significative, pari a 378 ng/g si osservano anche in epoche più recenti (anno 1991-93) in cui l'utilizzo agricolo di questi composti è da escludere. La vicinanza del Lago Mergozzo alla fabbrica ex-Enichem di Pieve Vergonte, sembra essere la spiegazione più probabile di questa contaminazione; in particolare è possibile ipotizzare una contaminazione attraverso l'immissione dell'acqua del Lago Maggiore. In alcune occasioni dell'anno, è infatti possibile che per risalita il Lago Mergozzo riceva le acque del Lago Maggiore. Non è inoltre da escludere la possibilità di contaminazione attraverso il trasporto di tipo atmosferico.

### 7.5.3 Comparto bentonico litorale

I campionamenti relativi al benthos litorale (*Dreissena e Unio*) hanno dimostrato che queste specie sono degli utili bioindicatori dello stato di contaminazione del Lago Maggiore:

- i molluschi prelevati nella Baia di Pallanza sono più contaminati di quelli delle altre zone del lago che dimostrano una contaminazione abbastanza uniforme.
- poiché questi molluschi accumulano gli inquinanti sia dall'acqua che dal particolato sospeso, soprattutto quello di origine biologica, essi danno un'idea della reale biodisponibilità degli inquinanti anche per gli organismi acquatici (pesci) che si collocano a livelli trofici più elevati.

### 7.5.4 Comparto bentonico profondo

A proposito di questo comparto, è innanzitutto da segnalare che le stazioni considerate presentano strutture di popolamento e abbondanze relative dei vari gruppi molto diverse tra loro e pertanto, non possono essere considerati rappresentativi dell'intera zona profonda.

Questo fa sì che occorra cautela nel confronto fra le varie stazioni. In ogni caso è stato messo in luce che gli organismi campionati, che vivono a stretto contatto con i sedimenti, presentano concentrazioni non trascurabili di DDT. I risultati delle analisi su oligocheti e chironomidi mostrano la seguente scala di concentrazione in riferimento alle stazioni di campionamento:

chironomidi Baveno.. Ispra e Locarno

oligocheti Baveno e Ispra.. Locarno

Va però osservato che, mentre le stazioni di Baveno e Locarno presentano le stesse specie di oligocheti e di chironomidi, nel caso di Ispra è stata evidenziata la forte prevalenza tra i chironomidi, di una specie di dimensioni nettamente inferiori a quelle delle specie presenti nelle altre due stazioni.

Questo induce a ritenere che tali organismi non possano essere considerati come buoni bioindicatori dell'areale di appartenenza, ma solo del microhabitat in cui vivono. Infatti le concentrazioni di DDT risultano molto diverse nei diversi strati di sedimento e ciò determina anche una forte variabilità dei loro contenuti negli organismi. Questa diversità sembra dipendere dalla mobilità degli stessi organismi all'interno del sedimento.

### 7.5.5 Comparto planctonico

La raccolta dei campioni di plancton è avvenuta in queste quattro stazioni: Locarno, Ghiffa, Baia di Pallanza ed Ispra. I campioni stagionali sono risultati piuttosto omogenei nelle stazioni indagate, con la generale abbondante presenza di diatomee e dinoflagellati per quanto riguarda il fitoplancton. Dal punto di vista dello zooplancton, si segnala l'abbondante presenza di Copepodi (soprattutto Diaptomoidi) in marzo, mentre in aprile compaiono anche Dafnie e Rotiferi.

Per quanto riguarda il fitoplancton le concentrazioni dei composti di DDT si presentano al di sotto del limite di rilevabilità ( $L.D = 0,1 \text{ ng/l}$ ) in tutti i campioni esaminati, probabilmente a causa della scarsa quantità di campione disponibile.

Le concentrazioni misurate nello zooplancton mostrano delle variazioni stagionali tipiche, probabilmente legate alla diversa composizione specifica. Le concentrazioni variano tra i 40-300 mg/Kg (peso secco), pari a circa 4-30 mg/Kg (peso fresco). Tali valori sono generalmente un fattore 2-3 più basso delle concentrazioni misurate nei lavarelli di classe 1-2 e comunque elevati rispetto ai valori di "background". Le diverse stazioni mostrano un livello di concentrazione simile sia come andamento che come valori, con l'eccezione del campione della Baia di Pallanza, che presenta le concentrazioni più elevate (massimo di DDT totale pari a 300 mg/Kg).

In particolare le concentrazioni dei singoli isomeri mostrano una presenza predominante del p,p'-DDD che è generalmente la molecola più abbondante in tutte le stazioni nei diversi periodi di campionamento, con l'eccezione della baia di Pallanza, che rivela anche elevate concentrazioni autunnali di p,p'-DDT e p,p'-DDE.

### 7.5.6 Comparto ittico: DDT nella parte edibile

Complessivamente sono stati analizzati 403 campioni di specie ittiche prelevate nelle acque piemontesi, lombarde e svizzere del Lago Maggiore. Il numero di gran lunga prevalente di campioni riguarda 3 specie pelagiche: agone (47 campioni), lavarello (168), bondella (73), nonché quattro specie litorali: persico (48), cavedano (38), tinca (15) e luccio (11).

I risultati mostrano che le concentrazioni di DDT totale nella parte edibile delle specie considerate sono in fase di lenta diminuzione. Le medie delle concentrazioni del DDT totale, relativamente ai campioni di agone e coregonidi (bondella e lavarello), risultano più che dimezzate rispetto ai tenori riscontrati nel giungo del 1996 nelle acque svizzere (valori dell'ordine di 0,46-0,47 mg DDT/Kg).

Va però osservato che si è accertata una rilevante variabilità dei contenuti misurati sui singoli soggetti, che è probabilmente legata non soltanto alla diversità biologica dei campioni raccolti, ma anche ai problemi di riproducibilità analitici che sono stati messi in evidenza in sede di intercalibrazione e nelle verifiche effettuate sull'olio e su omogeneizzati di pesce.

I contenuti di DDT nei coregonidi (bondella e lavarello) risultano tuttora piuttosto elevati perché presentano valori medi dell'ordine di 0,16-0,18 mg DDT/Kg, sia nella parte svizzera che italiana del Lago Maggiore. Il calo più consistente si è verificato per l'agone che, da concentrazioni medie di 1,9 mg DDT/Kg nei campioni prelevati nell'areale svizzero del Lago, ha raggiunto nel 1998 valori medi di 0,84 mg DDT/Kg, anche se in alcuni soggetti sono state misurate concentrazioni assai elevate, superiori ai 2 mg DDT/Kg.

A fronte di tale situazione è quindi difficile quantificare i tempi necessari perché la concentrazione del contaminante scenda al di sotto del limite previsto dalla normativa italiana (0,1 mgDDT/Kg) per consentire la commestibilità dei pesci e la conseguente riapertura della pesca professionale. Inoltre il tasso di diminuzione del DDT nel popolamento ittico è fortemente condizionato dal rifornimento dell'inquinante al lago che sembra essere tuttora attivo soprattutto attraverso il bacino del Toce.

Va infine rimarcato che non è stato possibile evidenziare relazioni statisticamente significative tra i contenuti di DDT e l'età o il peso dei soggetti della stessa specie. Unica eccezione è il lavarello, per il quale si è potuto constatare una molto più elevata concentrazione di DDT sia nei muscoli che nelle gonadi di individui di età superiore e uguale a 5 anni.

### **7.5.7 Comparto ittico: fecondità coregoni**

Per quanto riguarda i dati di questa ricerca, i valori di mortalità osservati per i coregoni del Lago Maggiore, sia a frega litorale (lavarelli) che a frega pelagica (bondelle), sono risultati inferiori a quelli osservati per i coregoni a frega litorale del Lago di Monate, preso come confronto. In ogni caso, i valori rientrano ampiamente nei limiti di mortalità naturale riportati in letteratura. Invece le mortalità riscontrate per i lavarelli del Lago di Monate sono più alte rispetto ai valori riportati dalla letteratura di un valore quasi doppio. Questa anomalia potrebbe essere motivata da condizioni non ottimali per questa popolazione di Salmonidi nel Lago di Monate. Ciò è supportato anche dai risultati delle misure biometriche effettuate. Infatti i lavarelli del Lago di Monate, a parità di età, mostrano valori di lunghezza inferiori rispetto a quelli del Lago Maggiore.

L'indagine sulla fecondità ha preso in considerazione anche i contenuti di DDT nelle specie ittiche campionate per la riproduzione in incubatorio. I risultati delle analisi chimiche hanno mostrato innanzitutto che le concentrazioni di DDT misurate nella parte edibile dei coregonidi, provenienti dal Lago Maggiore, sono ancora superiori ai limiti legislativi italiani. Inoltre il confronto fra i lavarelli del Lago Maggiore e quelli del Lago di Monate mostra una differenza di contrazione di DDT totale di un fattore 3 o più. Inoltre, come previsto, le concentrazioni in classi di età crescente mostrano un andamento esponenziale per gli individui del Lago Maggiore.

In secondo luogo, dall'analisi del fingerprint di campioni di muscoli e di gonadi provenienti da entrambi i laghi, è stato possibile ottenere informazioni sulla composizione media in DDT per le diverse tipologie di campione. I risultati sembrano supportare l'ipotesi che le due contaminazioni (Lago Maggiore e Lago di Monate) differiscano oltre che quantitativamente anche qualitativamente. Più in particolare si è osservata una diminuzione degli isomeri del DDT contro l'aumento di quelli del DDD e soprattutto del DDE man mano che si incrementa la classe di età.

Ciò è anche mostrato dal fatto che esiste una predominanza netta di p,p'DDE nei campioni di lavarello del

Lago di Monate, che presenta una percentuale quasi doppia rispetto a quella riscontrata nei campioni del Lago Maggiore. Infine dai fingerprint dei campioni del lago Maggiore si nota la presenza costante di entrambi gli isomeri del DDT e in particolare di o,p'-DDT, quale tracciante di una contaminazione più recente.

#### 7.5.8 Comparto avifauna

Sono state effettuate delle analisi relative alla determinazione peso-dimensioni delle uova di alcune specie avicole. I valori medi delle determinazioni dei singoli composti del DDT confermano valori di DDE molto elevati nella stazione di Fondotoc e una contaminazione non trascurabile, anche se leggermente inferiore, nelle altre due stazioni. Queste concentrazioni rilevate sono da considerarsi pericolose per la vivibilità delle uova di *Svasso* e sembrano essere responsabili di un minor spessore del guscio.

#### 7.5.9 Considerazioni conclusive

Sulla base dei risultati ottenuti si possono trarre le seguenti considerazioni generali (ancorché non definitive). Va innanzitutto segnalato come la presenza di DDT interessi tutto l'ecosistema nelle sue varie componenti, anche se in maniera a volte significativamente differente. In particolare, la Baia di Pallanza risulta essere la più contaminata sia a livello di sedimenti che di plancton, riflettendo così i maggiori apporti inquinati da parte del Fiume Toce. Va, inoltre, segnalato che dalle analisi delle carote di sedimento è stato possibile ricostruire la storia dell'inquinamento da DDT mettendo in luce come i massimi di inquinamento si siano raggiunti negli anni '70 con una successiva diminuzione fino ai nostri giorni quando, tuttavia, vengono da alcune stazioni segnalati picchi recenti. In generale si osserva una minore contaminazione dei sedimenti nella parte Nord del lago rispetto al bacino centrale e nella parte terminale Sud.

Tra i vari tributari al lago considerati il fiume Toce è certamente quello che presenta il maggior carico inquinante, anche se nel corso delle ricerche sono stati individuati altri due fiumi (Verzasca e Margorabbia) che presentano concentrazioni di DDT nei sedimenti, nelle acque e nel materiale in sospensione superiori a quello che si può considerare un background generale.

Considerata la scarsa solubilità in acque del DDT, come era da attendersi, le concentrazioni ritrovate nell'acqua lacustre a varie profondità in diverse stazioni sono risultate sempre di gran lunga al di sotto dei limiti italiani ed europei per le acque potabili e inferiori a 1-2 ng/l. Le matrici biologiche, assieme ai sedimenti, sono risultate quelle maggiormente interessate dall'inquinamento.

Particolarmente significative le concentrazioni rinvenute nei molluschi che si sono dimostrati degli utili bioindicatori, nonché quelle rinvenute nelle uova di *svasso*. In quest'ultimo caso, in particolare, le concentrazioni sembrano essere tale da poter determinare effetti negativi sulla fecondità e sulla sopravvivenza di questa specie. Per quanto riguarda la fauna ittica la variabilità analitica tra i diversi Laboratori, nonostante sia rientrata dopo le varie intercalibrazioni nei limiti accettabili, non permette di poter condurre confronti statisticamente significativi tra i vari isomeri e metaboliti, ma solo di considerare il DDT totale.

Non è stato, inoltre, possibile per le stesse ragioni fare valutazioni in merito ai diversi contenuti per le singole specie suddivise per sesso, età taglia e località di provenienza. Unica eccezione è rappresentata dai dati relativi al Lavarello, per i quali è stato possibile evidenziare come gli individui di taglia maggiore e verosimilmente più vecchi presentano concentrazioni di DDT superiori rispetto agli individui più piccoli.

Dal confronto dei risultati ottenuti nel '98 con quelli disponibili in precedenza, risulta comunque evidente un chiaro trend alla diminuzione della concentrazione (ca 60%).

Va, tuttavia, rilevato che tale tendenza alla diminuzione sembra essersi rallentata se non interrotta durante i primi mesi del '99. Le ricerche, infine, non hanno mostrato nessun effetto negativo sulla fecondità delle popolazioni di lavarello provenienti dal Lago Maggiore, confrontate con quelle provenienti dal Lago di Monate, considerato come bianco.

Sulla base delle risultanze ottenute è possibile ribadire che la causa principale dell'inquinamento da DDT nel Lago Maggiore ha origine nel Fiume Toce e in particolare nello Stabilimento Enichem su di esso insediato, anche se sono emerse evidenze di una possibile contaminazione diffusa del bacino, probabilmente dovuta sia all'utilizzo in passato in agricoltura di questi coposti, che al loro trasporto atmosferico e successiva ricaduta

sul territorio.

## **8. Elementi per un Programma di Monitoraggio**

Sulla base delle risultanze ottenute dalle ricerche estensive condotte nel 1998, non si ritiene necessario effettuare indagini specifiche sul contenuto di DDT nelle acque lacustri.

- perchè i risultati sin qui ottenuti hanno posto in luce concentrazioni ai limiti della rilevabilità analitica e costanti nel tempo;
- perchè sono da tempo operativi sul Lago maggiore i controlli sanitari, sui prelievi di acqua potabile, che già tengono conto di questi parametri.

Tuttavia si ritiene indispensabile che le indagini proseguano per un periodo di 3-5 anni su alcuni compartimenti ambientali risultati particolarmente significativi per il monitoraggio dell'evoluzione dell'inquinamento da DDT. Si possono a tale scopo identificare i seguenti temi di ricerca:

### **8.1 Sedimenti**

Per quanto riguarda questo compartimento si ritiene necessario proseguire le attività come segue: individuazione nella Baia di Pallanza delle zone maggiormente contaminate (DDT totale > 1 mg/kg) attraverso prelievi con carotatore ed analisi della sezione di sedimento più superficiale (0,1 cm) - rappresentativa all'incirca dell'ultimo anno - e di uno strato di sedimento (circa 10-15 cm) corrispondente agli anni compresi tra 1986 (incidente di Chernobyl, utilizzato qui come marker di riferimento) e il 2000.

Con l'analisi di quest'ultimo strato, omogeneo e confrontabile quindi per tutte le carote, è possibile mettere in evidenza l'inquinamento areale del DDT degli anni '90. Queste analisi verrebbero effettuate su circa 30 carote in altrettante stazioni del Bacino di Pallanza;

individuazione di una zona omogenea di contaminazione di cui analizzare nel tempo, per gli anni a venire, l'andamento dell'inquinamento. Tale zona dovrebbe fungere sia da campanello di allarme, nel caso di eventuali rilasci di DDT durante le operazioni di bonifica, che da zona indicatrice per il recupero del Lago, una volta che questa sia stata ricoperta dai sedimenti non contaminati del Lago stesso. In tale area il campionamento dovrebbe essere condotto ogni sei mesi per tre-cinque anni successivi in almeno tre stazioni diverse, collocate nella <Baia di Pallanza, più una stazione collocata sul transetto Ispra-Belgirate;

integrazione delle analisi sul DDT con altre determinazioni relative a:

analisi di metalli pesanti quali il mercurio e l'arsenico per quanto riguarda l'evoluzione concernente la contaminazione dovuta all'attività industriale di Pieve Vergonte;

analisi del rame e di altri metalli relativamente alla contaminazione dovuta all'immissione del Fiume Strona che esce dal Lago d'Orta;

analisi di PCBs ed altri composti organoclorurati (lindano, esaclorociclobenzene, ecc.) di origine industriale ed agricola.

### **8.2. Sedimentazione e risospensione**

Al fine di prevedere il destino del DDT e dei suoi metaboliti/isomeri nel Lago maggiore, è di rilevante importanza studiare i meccanismi di deposizione e di risospensione ciclici nel Lago Maggiore, al fine di determinare il grado di decontaminazione/ricircolo del DDT e la conseguente influenza di questo spostamento per le catene trofiche. Lo studio di tali meccanismi si effettuerebbe con la dislocazione in aree selezionate di trappole per sedimenti poste a diverse profondità, che permetterebbero di stimare i parametri di sedimentazione/risospensione.

### **8.3 Carico dei tributari**

Il monitoraggio dovrebbe prendere in considerazione gli apporti al Lago di DDT e di altri composti da alcuni tributari selezionati, nonché le uscite attraverso il Ticino emissario. Indubbiamente il Fiume Toce è quello che richiede maggiore attenzione. Allo stato attuale delle elaborazioni non è ancora possibile identificare con certezza gli altri tributari sui quali effettuare le relative ricerche. Le indagini sugli apporti, inoltre, dovrebbero prendere in considerazione il carico di sostanze organoclorurate derivanti dalle precipitazioni meteoriche sia

nello specchio lacustre che nel bacino imbrifero, anche a quote elevate.

#### **8.4 Comparto ittico**

Si ritiene che le ricerche di monitoraggio relative a questo comparto debbano per il futuro prendere in considerazione le sei seguenti specie ittiche: agone, lavarello, bandella, tinca, persico, cavedano. I campionamenti potrebbero essere effettuati con frequenza stagionale in due aree di cattura: una in sponda piemontese e una in sponda Lombarda.

Per le specie litoreali l'area di cattura in sponda Piemontese dovrebbe essere identificata all'intero della Baia di Pallanza. Le analisi relative a DDT e PCB ed altri eventuali composti organici dovrebbero essere effettuate da un unico Laboratorio su campioni ottenuti da un pool di dieci individui per ogni specie, omogenei per tagli ed età. I campionamenti dovrebbero essere affidati a pescatori professionisti coordinati dal soggetto che curerà la identificazione, e la preparazione dei campioni.

#### **8.6 Molluschi**

Sulla base delle risultanze ottenute, si ritiene che gli studi dovrebbero essere continuati su *Dreissena polymorpha*, da campionare una volta l'anno nelle zone già precedentemente individuate. Le analisi verrebbero condotte su pool di almeno 50 individui.

#### **8.7 Uccelli**

Le indagini effettuate hanno posto in luce come le uova di svasso risultino indicatori particolarmente utili. Si ritiene, pertanto, che dovrebbero proseguirsi le indagini, secondo lo schema già attuato nella campagna del 1998.

### **9. Indicazioni finali**

Uno degli aspetti più complessi nello studio degli impatti prodotti sugli ecosistemi riguarda la previsione e la misura della gravità delle patologie indotte dalle azioni dell'uomo. Essa richiede prima di tutto la definizione di un livello di riferimento rappresentato dalle condizioni di "normalità" nel funzionamento di ciascun ecosistema. Diventa quindi importante conoscere la "capacità portante" di questo ambiente e il "grado di allontanamento" dalla normalità rispetto all'intensità delle cause che hanno indotto il fenomeno (P. F. Ghetti, 1997).

Il Lago Maggiore costituisce un ecosistema complesso, molto articolato da un punto di vista sia funzionale che trofico, pertanto non risulta affatto semplice capire a che livello di impatto sia stato e sia tuttora soggetto. Le relazioni fra i vari comparti sia abiotici che biotici risultano quindi estremamente diversificate e non sempre di facile interpretazione.

Comunque sulla base dei dati analitici e degli studi realizzati è possibile riepilogare alcune valutazioni globali:

- nel Lago è in atto un processo di contaminazione da DDT che investe sia i comparti biotici che le matrici biologiche;
- il fiume Toce costituisce il maggior pericolo di inquinamento per il Lago perché tuttora riversa nel bacino lacustre quantità considerevoli di DDT;
- i sedimenti contaminati dal pesticida potrebbero rilasciare nel tempo, in maniera ancora poco prevedibile, quantità significative di DDT.

Un dato importante senza il quale non è pensabile formarsi un giudizio accettabile sul livello di questa contaminazione, riguarda lo studio del comparto vegetale. Al momento, non è stato possibile comprendere quale azione abbia esercitato il DDT sulle idrofite lacustri, in particolare sulle macrofite radicate. Il ruolo delle specie vegetali all'interno di un ecosistema acquatico risulta fondamentale. Questo concetto si evince non solo dal fatto che le piante costituiscono il primo anello trofico per gli erbivori, ma anche dal fatto che gli autotrofi possono influire, seppure in modo molto variabile, sul chimismo delle acque e dei substrati.

In letteratura è riportato che alcune specie vegetali acquatiche rivestono particolare importanza, in quanto possono accumulare all'interno dei loro tessuti diverse sostanze, presenti sia nell'acqua che nel substrato dove dimorano, ad es. metalli pesanti, fertilizzanti, ecc. Tali specie a diffusione cosmopolita come *Phragmites*, *Equisetum*, ecc. possono essere quindi considerate degli utili bioindicatori della situazione ambientale.

Un ruolo importante è svolto anche dalle popolazioni microbiche, in qualità di simbionti, che spesso albergano

fra le radici delle macrofite radicate: queste popolazioni infatti, risultano spesso implicate nei processi di chelazione e di sequestro delle sostanze contaminanti, soprattutto di quelle di origine inorganica. Diventa dunque abbastanza significativo conoscere come abbiano reagito, e come attualmente stiano reagendo all'azione impattante provocata dal DDT, queste due componenti biocenotiche (le macrofite e le popolazioni microbiche); questo fatto potrebbe permettere di ricavare indirettamente delle informazioni di tipo storico, stabilendo ad es. una correlazione fra ritmo di crescita della fitomassa nel tempo e livello di bioaccumulazione.

L'importanza dell'indicatore biologico è dunque legata al fatto che fornisce informazioni sugli effetti di una sommatoria di parametri, tutti significativi in rapporto alla qualità ambientale. I sistemi biologici entro certi limiti, possiedono meccanismi di autoregolazione, per cui le loro risposte alle variazioni ecologiche risultano, per così dire, tamponate. Quindi lo stato di un bioindicatore ambientale rispecchia situazioni manifestatesi su scale temporali relativamente lunghe e non risente delle oscillazioni a piccola scala: gli studi sulla bioindicazione complementano, dunque, le analisi di tipo fisico-chimico, che da sole non riescono a fornire valutazioni sufficienti per la diagnosi e la "profilassi" di un ecosistema alterato. L'approccio biologico alla valutazione della qualità ambientale consente anche la quantificazione approssimativa della ricettività ambientale, un parametro difficilmente valutabile con altre metodiche. Questo aspetto, che dipende essenzialmente dalle capacità di autoregolazione dei sistemi ecologici, assume particolare importanza proprio nelle strategie della protezione ambientale, in quanto consente di definire le qualità e le quantità massime ammissibili degli affluenti in funzione della soglia di accettabilità e/o reversibilità degli impatti (P. Niccolai, 1992).

Generalmente gli organismi utilizzati nella bioindicazione sono specie stenoece, ma non sempre è così. Uno degli organismi viventi che ha dato buoni risultati, quando è stato impiegato nello studio della contaminazione ambientale è stato l'ape. Con il peregrinare da fiore a fiore, con le sue incette di nettare, polline, acqua e propoli, l'ape perlustra un'ampia area di circa 7 Km<sup>2</sup> intorno all'alveare: avendo un corpo riccamente peloso intercetta facilmente le sostanze inquinanti aerodisperse. L'insetto in questione risulta sensibile a molti pesticidi, in modo particolare agli insetticidi e risponde alla loro immissione nell'ambiente con estese mortalità, mentre per altri principi attivi a differente destinazione, fornisce informazioni sotto forma di residui (C. Porrini, 1994). In particolare nel caso di principi attivi non particolarmente pericolosi l'insetto funziona come indicatore indiretto, cioè non sensibile, ma esposto. Ad es. il miele, che deriva dal nettare raccolto per diversi giorni in una vasta area, può funzionare come indicatore secondario (Celli, 1983; Celli e Porrini, 1987).

L'ape potrebbe dunque essere utilizzata per aumentare le conoscenze relative alle dinamiche di trasformazione che sono in atto nei terreni limitrofi al Lago e nei campi coltivati.

Per quanto riguarda i sedimenti è stato sottolineato come i siti più contaminati si trovino nella parte meridionale del Lago Maggiore. Questa constatazione conferisce una priorità alle indagini conoscitive da effettuare su questa zona del bacino lacustre. E' da considerare, inoltre, che da un punto di vista del recupero dei siti contaminati, la bonifica dei sedimenti risulta un processo molto oneroso oltre che complesso.

Un discorso a parte merita il fiume Toce. Questo corso fluviale, oltre ad essere notevolmente inquinato, rappresenta tutt'ora il maggior fattore di contaminazione per tutto l'ecosistema lacustre. E' importante dislocare le stazioni di campionamento (che forniscano informazioni di tipo limnologico) non solo alla foce del fiume, ma anche lungo il tratto medio di questo corso d'acqua. Tali indagini potrebbero permettere degli interventi di recupero più precisi e potrebbero garantire dei risultati migliori da un punto di vista ecologico.

Sempre nell'ambito delle dinamiche fluviali è da valutare con un maggior grado di precisione la situazione dei tributari Verzasca e Margorabbia. I sedimenti di questi due corsi d'acqua risultano contaminati da DDT in percentuali significative. Sembra quindi ragionevole continuare ad investigare sia questi sedimenti e sia le diverse componenti biocenotiche che colonizzano l'alveo e le sponde dei due sistemi fluviali in questione. Questo potrebbe permettere di stabilire un trend indicativo del rilascio temporale del contaminante.

Uno dei problemi più gravi derivanti dall'inquinamento in atto nel bacino lacustre riguarda la contaminazione delle popolazioni ittiche presenti nell'invaso. I pesci a comportamento sia pelagico che bentonico presentano un livello di contaminazione alquanto preoccupante. Questo dato ha costretto le Autorità competenti a mantenere il fermo della pesca nel Lago, provocando sensibili ripercussioni, soprattutto di tipo economico, su tutti i livelli dell'economia. Anche se è possibile verificare un trend decrescente nella quantità di DDT riscontrabile nei tessuti animali, purtroppo, però, non è al momento possibile definire un piano previsionale, in quanto il Lago

Maggiore continua ad essere soggetto ad apporti più o meno consistenti di quantità di DDT. Questi apporti sono causati non solo dal fiume Toce, come detto in precedenza, ma anche dal rilascio dei suoli coltivati, sebbene il rilascio da questi ultimi territori avvenga con percentuali nettamente inferiori.

Al termine di questa trattazione, penso sia importante riflettere sul fatto che la complessità degli studi e delle ricerche che devono essere realizzate per una corretta comprensione delle dinamiche ecologiche presenti nel Lago Maggiore, indichi in un modo abbastanza evidente, la difficoltà nel valutare e nello stabilire l'entità di un danno ambientale. Il mondo naturale, infatti, è un sistema che si automantiene, a volte, sulla base di equilibri molto delicati. Questi equilibri, frutto del processo evolutivo, si sono stabiliti nel corso di un tempo molto lungo, garantendo la sopravvivenza delle specie e dei loro habitat. Le azioni antropiche, se non bene ponderate, possono condizionare ed a volte stravolgere completamente queste relazioni fra comunità vivente e componente abiotica, vanificando molto rapidamente il corso della selezione naturale. E' pertanto necessario aumentare nelle persone con responsabilità decisionali, e più in generale, nella collettività civile, la consapevolezza che l'ambiente costituisce una risorsa limitata e che, lo sfruttamento incondizionato di un ecosistema, porta inevitabilmente ad un deterioramento, difficilmente ripristinabile, delle sue risorse naturali.

## **BIBLIOGRAFIA**

C. Baird, (1997) "Chimica ambientale", pag. 280 - Zanichelli.

Baker R. J. (1958) - Notes on some ecological effects of DDT sprayed on elms. Jour, Wildlife management, 22, 269-274.

P. M. Bisola, F. Pranovi (1999) - Appunti sulla biodiversità - Cleup Editrice Padova.

Carson Rachel (1962) Silent Spring. Boston. Houghton Mifflin.

P. Colinvaux (1995) - Ecologia - EdiSes, Napoli.

Comitato Tecnico-Scientifico Interministeriale e Interregionale, 1996. Emergenza DDT nel Lago Maggiore "Sintesi dell'attività svolta risultati ottenuti e programmi di studio ed intervento". Calderoni A., Caprioglio A.,



de bernardi R. (Eds.): 62 pp.

L. Checcacci, C. Meloni, G. Pelissero (1992) "Igiene" 2° ediz. casa Editrice Ambrosiana - Milano.

Commissione internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere - "Ricerche sulla distribuzione e gli effetti del DDT nell'ecosistema del Lago Maggiore" - Sintesi dei principali risultati ed elementi per un programma di monitoraggio - CNR e Istituto Italiano di Idrobiologia, giugno 1999.

dennis Cooke G., E. B. Welch, S. A. Peterson, P. R. Newroth, 1997 "restoration and Management of lakes and reservoirs" - Lewis Publishers eds.

Dussart B., 1965. Limnologie. "L'étude des eaux continentales" Gauthier Villars, Paris.

"Elementi per la valutazione del danno ambientale provocato dal rilascio di DDT e derivati nell'ecosistema del Lago Maggiore". C. Fabiani, gruppo di lavoro A.N.P.A. 28/4/1999.

Enciclopedia Motta, vol. VIII, F. Motta Ed. 1968.

Federal register, Vol. 57, No 248, december 1992.

R. Fitter - R. Manuel "La vita nelle acque dolci" -F. Muzzio Editore, 1993.

Fox G. A. (1976). "Eggshell quality: its ecological and physiological significance in DDE - contaminated Common Tme popolations" Wilson Bull, 88, 459-477.

E. Funari, R. Pagnotta, (21/3/1997). Commissione tecnico-scientifica per valutare l'entità della contaminazione da DDT e suoi derivati nei vari comparti ambientali del Lago Maggiore - Sintesi dell'attività svolta.

galassi S., Calamari D. (1983). Toxicokinetics of 1, 2, 3 and 1, 2, 4 trichlorobenzenes in early life stages of *Salmo gairdneri*. Chemosphere, 12, 1599-1603.

Galassi S., Provini A., Guzzella L. , De Paolis A. (1995). I pesticidi clorurati costituiscono ancora un problema in Italia? S.IT.E. Atti, 16, 34 1343.

Galassi S. (1991) - "Microinquinanti organici" - HOEPLI.

D. Gasparo, L. Zappa (194) "organismi come bioindicatori ambientali" - Ecothema, Trieste.

P.F. Ghetti, Indice Biotico esteso - Manuale di applicazione. Provincia uttonoma di trento. Agenzia provinciale perl a protezione dell'ambiente, 1997.

Hickey J. J., Anderson D. W. (1968), Chlorinated hydrocarbons and eggshell change in raptorial and fish-eating birds. Science, 162: 2 71-273.

D. Heinrich, M. Hergt (1994) - "Atlante di ecologia" - HOEPLI.

J. G. Morgana, G. Corazzi, M. Lestini, L. Naviglio (1997) - "Rassegna di tecniche relative alla depurazione naturale dele acque. Utilizzo di macrofite e microfite nei sistemi di depurazione. ENEA - Dip. Ambiente.

Macek, B. J. (1968). Reproduction in brook trout (*Salvelinus fontinalis*) fed sublethal concentration of DDT. J. Fish. Res. bd. Canada, 25, 1787-1796.

E. I. Newman (1993) - "Applied Ecoogy" cap. 7 Pollution Blackwell Science Ltd.

Niccolai P. (1992) - "La scienza della bioindicazione" ENEA - Dip. Ambiente.

odum, E. P. (1988) "Basi di Ecologia" - Piccin. Padova.

C. Ottavi, R. Viselli - "proprietà del DDT e conversioni biotiche e abiotiche" - rapporto A.N.P.A. 27/4/1999.

Peakall, D. B. (1967), "Pesticide induced enzyme breakdown of steroids". Nature, 216, 505-506.

C. Portini (1994) L'ape come indicatore biologico di pesticidi: esperienze in Italia" - in "Organismi come bioindicatori ambientali" Ecothema Trieste - pp. 185-197.

A. Provini, S. Galassi, R. Marchetti (1998) "Ecologia applicata" Città studi edizioni.

Plaa G. L. , Katzung "Introduzione alla tossicologia: tossicologia industriale e tossicologia ambientale" in "Farmacologia generale e clinica" - Ed. Piccin Padova.

E. Stella (1984) "Fondamenti di limnologia" - Edizioni dell'Ateneo - Roma.

Switzer B. , Lewin V., Wolfe F. H. (1973). DDE and reproductive success in some Alberta Common Tern. Can. J. Zool., 51, 1081-1086.

U.S. Environmental Protection Agency (1976) "Quality Criteria for Water" Washington, D.C. 20460, 256 p.

Verschueren K. "handbook of Environmental Data on Organic Chemicals" (1983) 2nd Ed. Van Nostrand Reinhold Company. New York, 1310 pp.

R. Vismara (192) - "Ecologia applicata" - BSH Hoepli.

E. O. Wilson (1993) "La diversità della vita" - Rizzoli, Milano.

M. Zunino, A. Zullini (1995 - "Biogeografia" - casa Ed. Ambrosiana, Milano.

### **Allegato I: Storia del DDT (Colin Baird "Chimica ambientale", 1997)**

Prima del DDT i soli insetticidi disponibili erano quelli che, come i composti arsenicati, presentavano una elevata tossicità e persistenza; esistevano anche composti estratti dalle piante che perdevano però velocemente la loro efficacia con l'esposizione agli elementi naturali. Pertanto il DDT apparve subito come l'insetticida ideale: non era molto tossico per l'uomo mentre era estremamente tossico per gli insetti; un ulteriore vantaggio era rappresentato dalla sua lunga persistenza negli ambienti.

A scoprire che il DDT era un composto ad azione insetticida fu, nel 1939, Paul Müller, un chimico che lavorava per la Geigy (Svizzera) allo sviluppo di varie sostanze chimiche per la lotta agli insetti in agricoltura. Nel 1948 a Müller fu assegnato il Premio Nobel per la Medicina e la Fisiologia in riconoscimento all'elevato numero di civili salvati dal DDT dopo la guerra.

I prodotti contenenti il DDT furono messi in commercio in Svizzera fin dal 1941 e venduti per una miriade di usi. Dato che la Svizzera era una nazione neutrale durante la seconda guerra mondiale, il suo governo informò sia gli Alleati che i Paesi dell'Asse circa la scoperta e l'impiego del DDT; tuttavia solo gli Alleati occidentali si resero conto della potenziale utilità, durante il periodo bellico, per combattere le infestazioni e le malattie infettive e parassitarie veicolate da insetti nei climi caldi.

Durante la prima guerra mondiale si erano verificati più di cinque milioni di decessi per epidemie di tifo esantematico (o petecchiale) e murino. Onde evitare il ripetersi di tali disastri, si intervenne su un iniziale focolaio epidemico di tifo scoppiato a Napoli, spruzzando con DDT tutti i civili e le truppe alleate d'occupazione. Focolai epidemici di tifo comparsi in altre zone d'Europa, fra cui i campi di concentramento di Dachau e di Belsen, furono affrontati allo stesso modo dalle truppe alleate durante la loro avanzata.

Per contrastare gli insetti che pungono, le forze alleate attuarono inoltre massicce irrorazioni aeree su Guadalcanal e su tutte le altre zone del Pacifico prima dello sbarco delle loro truppe. Il DDT veniva usato anche per

combattere le zanzare, insetti vettori della malattia, in varie parti dell'Europa sia durante che dopo la guerra.

Al termine della seconda guerra mondiale il DDT iniziò ad essere utilizzato a fini di sanità pubblica non solo nelle zone a clima caldo, ma anche, massivamente, nei Paesi in via di sviluppo per controllare la diffusione degli insetti nocivi nelle colture agricole e nelle derrate alimentari.

In un primo momento fu impiegato sugli alberi da frutto e sulle colture vegetali (verdure ecc.), successivamente nella coltivazione del cotone. Alla fine, alcune popolazioni di insetti cominciarono a manifestare una certa resistenza al DDT, la cui efficacia iniziò così a diminuire. Questo fenomeno costrinse gli agricoltori a utilizzare l'insetticida in quantità sempre maggiori, soprattutto nelle piantagioni di cotone.

In seno alla comunità scientifica iniziarono a insinuarsi notevoli riserve sul DDT come "insetticida perfetto" quasi subito dopo la sua introduzione. In particolare, si scoprì che il DDT permaneva nel suolo per molti anni e che sarebbe potuto andare incontro ad una amplificazione biologica nella catena alimentare.

In generale si divenne ben presto consapevoli dei problemi ambientali associati al DDT in seguito alla pubblicazione, nel 1962, del libro di Rachel Carson, "Primavera silenziosa". In esso, l'autrice riferiva della progressiva estinzione, in alcune zone degli Stati Uniti, del tordo americano che si nutriva dei vermi della terra che accumulavano il DDT usato massivamente dagli agricoltori per combattere la grafiosi dell'olmo. Il libro della Carson suscitò serie preoccupazioni nel pubblico riguardo al DDT e agli altri pesticidi. Negli Stati Uniti, attraverso una serie di azioni legali promosse da avvocati e scienziati che collaboravano con il Fondo per la Difesa Ambientale, il DDT fu infine messo al bando o consentito per usi strettamente limitati nella maggior parte degli Stati Uniti della confederazione.

Nel 1973, l'Agenzia per la Protezione Ambientale (US-EPA) proibì qualsiasi uso del DDT ad eccezione di quello necessario per la sanità pubblica. Direttive simili erano state adottate dalla Svezia nel 1969 e successivamente lo furono da molti altri Paesi industrializzati. Il DDT viene ancor oggi utilizzato nei Paesi in via di sviluppo per il controllo delle malattie infettive e parassitarie.