

LA PREVISIONE DELLA CONCENTRAZIONE DEI PRODOTTI FITOSANITARI NELLE ACQUE SUPERFICIALI: L'APPROCCIO EUROPEO

Ettore Capri

*Istituto di Chimica Agraria ed Ambientale
Università Cattolica del Sacro Cuore*

INTRODUZIONE

La qualità delle acque superficiali è di recente oggetto di particolare attenzione sia in quanto fonte di approvvigionamento per l'uomo, sia per la sopravvivenza degli ecosistemi. Le direttive europee sulle acque (*Water Framework Directives 778/80/CE e 83/98/CE*), recentemente implementate (ad esempio 60/2000/CE), hanno stabilito una serie di norme al fine di conservare, proteggere e migliorare gli ecosistemi acquatici, promuovere l'uso sostenibile dell'acqua e promuovere la graduale riduzione degli inquinamenti.

Per quanto riguarda i prodotti fitosanitari, l'utilizzo delle acque superficiali deve rispettare i limiti di tolleranza previsti dalle normative vigenti: il limite stabilito per le acque potabili è di 0,1 µg/l per il singolo principio attivo, e di 0,5 µg/l per il totale. Le direttive comunitarie 95/36/CE e 91/414/CE, recepite in Italia con il Decreto Legislativo 17 marzo 1995, n° 194, richiedono misure (*Environmental Concentration – EC*) e previsioni (*Predicted Environmental Concentration – PEC*) delle concentrazioni ambientali di prodotti fitosanitari nei comparti ambientali suolo (EC_{soil} e

PEC_{soil}), acque sotterranee (EC_{groundwater} e PEC_{groundwater}), aria (EC_{air} e PEC_{air}) e acque superficiali (EC_{surface water} e PEC_{surface water}): le prime effettuate seguendo metodi analitici adeguati e buona pratica di laboratorio, le seconde mediante l'uso di modelli matematici. Tutte le stime e misure delle concentrazioni ambientali devono essere rappresentative delle condizioni prevalenti in Europa e devono servire alla valutazione del rischio (*Toxicological Exposure Ratio* – TER). Il TER si ottiene dal rapporto tra esposizione, misurata o simulata, ed effetti sugli organismi “non target” (Capri and Trevisan, 1998). Per le acque superficiali, sono richieste misure di EC e/o PEC per valutare il rischio nel breve periodo, a 24-48-96 ore (rischio conseguente a tossicità acuta), e nel lungo periodo, a 7-14-21-28 giorni dopo il trattamento (rischio conseguente a tossicità cronica).

Purtroppo, all'atto pratico, la valutazione del rischio non è una procedura semplice, ed esistono numerose lacune scientifiche e conoscitive nella caratterizzazione dei processi che regolano il destino ambientale dei prodotti fitosanitari nei corpi idrici superficiali.

Una delle difficoltà principali è legata alla notevole variabilità delle caratteristiche dei corpi idrici. La scolina del campo, il canale irriguo, il torrente, il fiume, il lago, oltre ad avere dimensioni diverse locano ecosistemi e forme di vita diverse. La legge italiana (Decreto Legislativo 258/2000) definisce corpi idrici “significativi” quelli con una portata idraulica misurabile per almeno 200 giorni all'anno. Ciò è in contraddizione con quanto stabilito dalla norma europea, secondo la quale anche i corpi idrici con proprietà idrauliche intermittenti devono essere tutelati, in quanto “sistema biologico dinamico” nel quale gli organismi viventi ricevono ospitalità, svolgono funzioni biologiche e traggono risorse

nei diversi periodi dell'anno. E' altrettanto evidente nella norma europea la necessità di tutelare la biodiversità.

Un'altra difficoltà è legata alla diversa origine della contaminazione da prodotti fitosanitari. Tralasciando la contaminazione puntiforme (Vischetti et al., 2004), l'origine della contaminazione diffusa delle acque superficiali può avvenire con modalità differenti, e ognuna delle sorgenti è regolata da processi a se stanti, valutabili con metodi di misura e di previsione diversi.

Tutto questo comporta difficoltà che richiedono un significativo apporto di conoscenza scientifica e, al fine di una veloce applicazione delle leggi, approcci multidisciplinari talvolta pragmatici. Vedremo di seguito, dopo una breve introduzione dei processi, come questo approccio si va sviluppando in sede europea.

LE SORGENTI DI CONTAMINAZIONE E IL DESTINO

Deriva durante i trattamenti

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

La quantità di prodotto fitosanitario che raggiunge il corpo idrico può essere stimata in funzione del tipo d'uso. Negli Stati Uniti la decisione viene presa insieme alle organizzazioni agricole; in Olanda, si tiene conto di una perdita dell'1 % per trattamenti su colture di 25 cm di altezza, del 5% su colture erbacee, del 10 % su colture arboree nel caso in cui gli ugelli eroghino la miscela nella stessa direzione del vento. In Europa, nel processo di registrazione dei prodotti fitosanitari si utilizzano di norma

delle tabelle (*look up tables*) che riassumono i risultati ottenuti da sperimentazioni condotte in Germania (Galzemeier et al., 1995; Rautmann et al., 2001) su alcune colture agrarie (luppolo, vite, frumento, melo). Questo sistema di calcolo è molto utile, in quanto tiene conto della distanza esistente tra l'area trattata e il corpo idrico e consente un calcolo veloce, dal quale è facilmente estrapolabile il livello di esposizione del corpo idrico limitrofo. Si tratta comunque di stime fortemente conservative, poiché le prove che hanno dato origine alle tabelle considerano una velocità e direzione costante di vento perpendicolare al corpo idrico. E di questi dati si utilizzano il 99° o il 90 ° percentile, a seconda di trattamenti fitoiatrici singoli o ripetuti. Nella realtà, questo scenario si verifica di rado: studi di campo in condizioni italiane hanno stimato valori di deriva molto diversi a seconda delle condizioni di campo oggetto di studio (Padovani & Capri, 2004; Capri et al., 2004; Mazzi et al., 1999). Si tratta quindi un approccio da utilizzare solo in alcuni casi (es. prime fasi di valutazione del rischio); la misura è da preferire dove necessario (es. limitazioni d'uso).

Ricaduta atmosferica

Tracce di prodotti fitosanitari possono raggiungere l'atmosfera a seguito di trattamenti sul suolo e sui vegetali, attraverso la deriva, la volatilizzazione, e il particolato solido trasportato dal vento. Una volta raggiunta l'atmosfera, possono muoversi per piccole, medie e lunghe distanze per poi ricadere al suolo attraverso le deposizioni secche e umide.

Tracce di prodotti fitosanitari nelle acque di precipitazione sono state misurate in occasione di diversi monitoraggi effettuati in Europa e in America: sono state rilevate concentrazioni comprese tra 0,001 e 1 µg/l,

con valori massimi di 6 µg/l (Richards et al., 1987; Siebers et al., 1994). In Italia, esperienze condotte all'inizio degli anni '90 hanno evidenziato che in aree prossime a centri agricoli le precipitazioni piovose trasportavano residui compresi tra 0.001 e 3.3 µg/l di alachlor, atrazine, carbaryl, 2,4-D, diazinon, dichlobenil, MCPA, parathion, phorate and trifluralin, soprattutto durante le stagioni dei trattamenti (Trevisan et al., 1993).

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

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

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

Drenaggio libero laterale e attraverso dreni

I suoli con falda superficiale, tendenzialmente o spiccatamente saturi, vengono drenati artificialmente mediante l'interramento di tubi drenanti o per mezzo di scoline. Nella Pianura Padana orientale la superficie così sistemata supera i 60000 ettari. Da dati bibliografici raccolti in dettaglio da

Vicari & Mallegni (1996), si evidenzia che in queste condizioni la quota di prodotto fitosanitario asportata dalle acque di drenaggio può essere talvolta elevata, nonostante questo dipenda dalle proprietà della sostanza, dai volumi di drenaggio, dal tipo di suolo e dalle caratteristiche climatiche (in particolare la piovosità). Tra i prodotti fitosanitari studiati, le perdite maggiori sono state riscontrate con l'atrazina, con valori compresi tra 1 e 6,6 % della dose distribuita, con il metribuzin (1,7%) e il dicamba (5%). Picchi di concentrazione nel tempo sono evidenti anche per altri prodotti fitosanitari, come il metolachlor, l'isoproturon e il terbacil. Gli effetti delle caratteristiche del suolo sull'entità delle perdite per drenaggio sono stati misurati in un recente esperimento di campo da (Vicari et al. , 2000; Balderacchi et al., 2003) con diversi erbicidi (prosulfuron, triasulfuron, atrazina e suoi metaboliti principali, metolachlor). Sebbene le perdite per drenaggio siano ben correlate alle proprietà delle sostanze e agli eventi piovosi e di drenaggio, le più alte perdite (0.017 a 8.16 %) si sono verificate nel suolo argilloso rispetto al suolo franco sabbioso (0,09 a 1,93%), a causa di percorsi preferenziali frequenti nei terreni argillosi e ben strutturati. La contemporanea presenza di dreni e di percorsi preferenziali è infatti un fattore critico di rischio di contaminazione delle acque superficiali.

Scorrimento superficiale

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

pianeggianti, quando sommersi a causa d'irrigazioni e di precipitazioni intense.

Il fenomeno è stato studiato in particolare modo nell'ultimo ventennio dai ricercatori americani: interessanti rassegne raccolgono tutti questi studi (Capel et al., 2001; Campanini et al., 1992). I principi attivi studiati in prove di lungo periodo in campo presentano perdite medie comprese tra lo 0,3 al 3% circa della dose applicata.

In Italia, negli ultimi anni, sono state condotte alcune rilevanti esperienze in provincia di Bologna (Miao et al., 2004). La ricerca ha avuto lo scopo di valutare l'effetto della copertura vegetale (*cover crop*) di orzo sulla quantità di acqua ruscellata e terreno eroso in terreni in pendio coltivati a mais e sulle relative perdite di atrazina, terbuthylazina e metolachlor. I risultati ottenuti hanno evidenziato che la copertura vegetale riduce drasticamente le perdite di terreno e il ruscellamento e, di conseguenza, le perdite di erbicidi e nitrati. Tuttavia, va sottolineato che le perdite di erbicidi sono risultate contenute anche nella coltura di mais senza copertura vegetale, in quanto non hanno mai superato lo 0,45% della dose applicata. L'influenza sui fenomeni di ruscellamento del tipo di lavorazione del terreno (minima lavorazione e convenzionale) e del tipo di coltura (mais e frumento) hanno evidenziato che la minima lavorazione consente di contenere le perdite di acqua e di sedimento rispetto alla lavorazione convenzionale. Il contenimento è risultato più elevato con il frumento che con il mais (60% e 24% di riduzione, rispettivamente, rispetto alla lavorazione convenzionale per le perdite di acqua ruscellata, 98% e 39% di riduzione per il terreno eroso): le perdite di solfoniluree con le acque di ruscellamento sono risultate trascurabili (< 0.06% della dose distribuita), mentre più elevate,

seppure contenute, sono risultate quelle di metolachlor, atrazina e dei suoi metaboliti (fino allo 0,25% della dose distribuita).

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

Destino nel corpo idrico

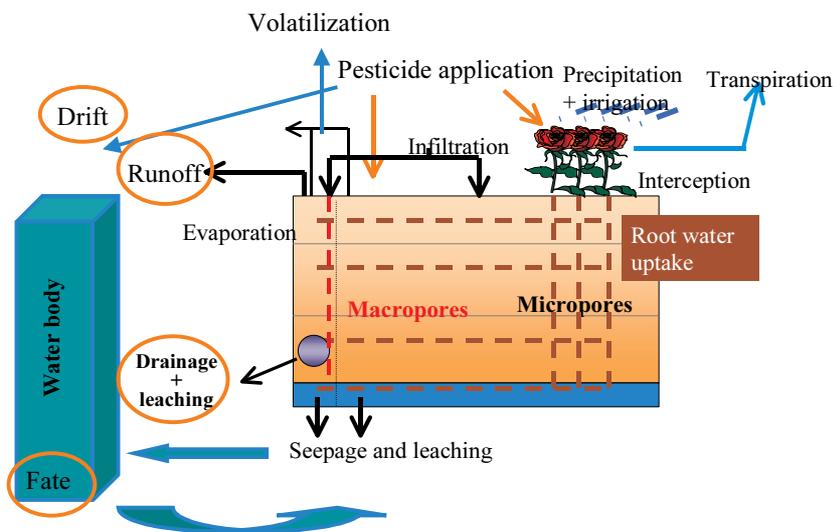
Pochi studi di campo sono stati condotti a questo scopo (Linders et al., 1997) e nessuno di questi in Italia.

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

(a) Degradazione. Nell'acqua superficiale, la degradazione avviene soprattutto per idrolisi e fotolisi, ma anche per degradazione biotica. Si tratta di "biofilm" microbici attivi soprattutto nel contorno della biomassa acquatica vegetale ed animale. L'importanza relativa di uno o dell'altro processo è funzione delle caratteristiche del sistema: ad esempio il pH e la temperatura influenzano l'idrolisi, mentre la profondità e la torbidità del corpo idrico influenzano l'entità della fotolisi, e soprattutto la quota biodisponibile frutto dei processi partitivi viene degradata.

Figura 1

Sorgenti principali di contaminazione del corpo idrico superficiale (in inglese per rispettare la terminologia utilizzata nei modelli)



- (b) Partizione. Per “partizione” si intende il processo mediante il quale il prodotto fitosanitario si ripartisce tra la fase acquosa e le frazioni inorganiche ed organiche del corpo idrico presenti in forma dissolta o di articolato solido (es. assorbimento-adsorbimento e il desorbimento dalle macrofite, sedimenti, l’assorbimento da parte degli organismi bentonici, assorbimento della sostanza organica dissolta). L’importanza di questi processi dipendono dalle caratteristiche chimico-fisiche e biologiche del sistema. Di norma si considerano i processi reversibili e proporzionali al contenuto della sostanza organica nei sedimenti, e nei “biofilm” delle macrofite. In realtà, per un sistema biologico dinamico come quello acquatico, queste

interpretazioni sono verosimili quando si vuole valutare l'entità dell'esposizione e degli effetti (rischio ecotossicologico) degli organismi bentonici nel tempo, delle loro forme giovanili a contatto dei sedimenti, delle loro funzioni biologiche (es. strategie di alimentazione).

- (c) Trasporto. Riguarda il trasporto delle forme dissolte e adsorbite sui sedimenti, mediato dal flusso dell'acqua. Il corpo idrico ha una intrinseca capacità biologica, chimica e fisica di depurarsi: pensiamo all'effetto diluitivo del sistema della sua portata idraulica; l'effetto delle torbide. In condizioni di lieve contaminazione, tracce di prodotti fitosanitari altrimenti potenzialmente tossiche, vengono naturalmente rese innocue.
- (d) Volatilizzazione. Sia in seguito alla deriva, sia in seguito alla ricaduta atmosferica, sia per contaminazioni dirette dalla superficie acquosa, una parte del prodotto fitosanitario può ritornare all'atmosfera in funzione delle sue caratteristiche chimico-fisiche. Questo fenomeno aumenta all'aumentare della lipofilia delle sostanze e del flusso/rimescolamento idraulico.

LA PREVISIONE DELLE CONTAMINAZIONI E DELLA DISSIPAZIONE

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

La ricaduta atmosferica può essere stimata mediante un modello partitivo basato sulla fugacità (Trevisan et al., 1993; Mackay, 1996; Wania et al., 1996). Si tratta di modelli grossolani che danno un'indicazione relativa

dell'importanza e della potenziale ricaduta delle sostanze in un particolare ambiente e tempo. Sono inaffidabili per valutazioni quantitative.

La deriva, come già accennato, può essere stimata dalle tabelle di Galzemeier et al. (1994), o mediante altri modelli come quello statunitense Agdrift (Birds et al., 2002). Nessuna di queste fonti permette di stimare le perdite in condizioni d'uso su colture arboree mediterranee (agrumi, olivo, ecc) e per trattamenti manuali sulle colture orticole.

Lo scorrimento superficiale può essere calcolato mediante il modello PELMO, il PRZM o il GLEAMS, il drenaggio laterale mediante il modello PESTLA e il MACRO (Capri et al., 1999). Tutti questi modelli sono stati applicati numerose volte in Europa soprattutto per la simulazione della percolazione. Il loro livello di "affidabilità" per la simulazione dello scorrimento superficiale e del drenaggio è complessivamente basso e richiede un notevole sforzo di calibrazione (parametrizzazione) (Dubus et al., 2003; Del Re et al., 2003).

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

Tutti questi modelli sono applicabili alle condizioni di campo e richiedono una certa esperienza dell'operatore soprattutto nello sviluppo dello scenario di simulazione e nell'interpretazione dei risultati. Per simulazioni su scala di bacino e regionale è possibile collegare la loro funzionalità a quelle specifiche dei programmi informativi territoriali (GIS) mediante diverse tecniche (Capri et al., 1999; Del Re et al, 2003).

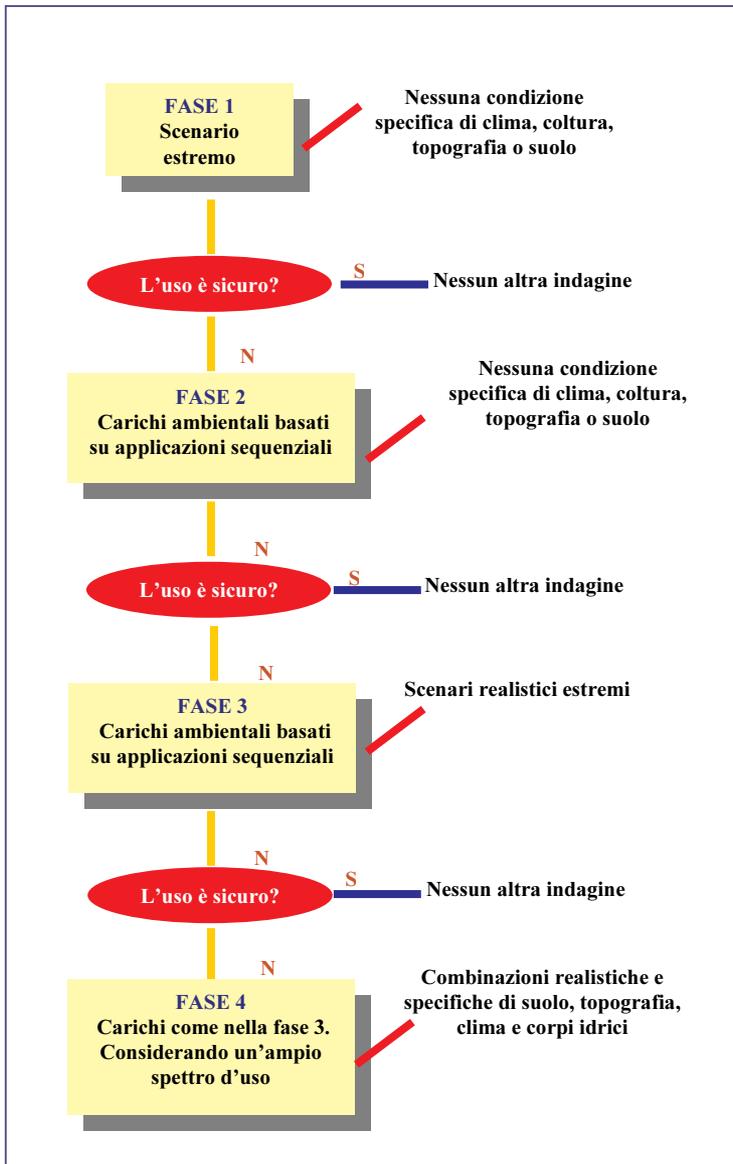
APPROCCIO EUROPEO (FOCUS)

Fino ad un recente passato, molti Stati Membri adottavano un principio molto semplice per valutare l'esposizione delle acque superficiali: un corpo idrico statico di 30 cm di profondità adiacente al campo trattato che viene raggiunto dalla deriva di un trattamento come scenario. Ci si è resi conto che per una migliore valutazione del rischio questo scenario doveva essere ridefinito con un maggiore dettaglio. In seguito all'emanazione della Direttiva 91/414/CE, su richiesta della Commissione Europea, è stato istituito un comitato permanente di esperti dal nome FOCUS (*Forum for Co-ordination of pesticide fate models and their USE*). Di volta in volta, in funzione delle priorità normative, vengono istituite commissioni specifiche che propongono protocolli, metodologie, modelli e archivi di dati (scenari) per l'esecuzione delle applicazioni modellistiche. Pur definendole proposte, la Commissione considera gli elaborati del FOCUS documenti ufficiali e, per questo motivo, ne garantisce la diffusione, la certificazione, la conservazione e l'aggiornamento. Nel caso delle acque superficiali la commissione di lavoro ha iniziato i lavori nel 1997 concludendoli nel 2003 (FOCUS, 2001); l'elaborato finale può essere scaricato gratuitamente al sito web <http://viso.ei.jrc.it/focus/>.

Per brevità, il calcolo dei PEC nelle acque superficiali (acque e sedimenti) si realizza in un sistema a fasi. Ogni fase prelude la precedente in caso di risposta negativa (nessun rischio) (Figura 2).

La prima fase si basa su un'unica applicazione simulata nelle condizioni più estreme definite di "worst case" (alto pericolo potenziale), la fase due si basa su applicazioni ripetute sempre con alto pericolo potenziale di contaminazione ("worst case") ma tenendo conto della dissipazione tra un'applicazione e l'altra.

Figura 2



Entrambe queste fasi sono conservative e vogliono minimizzare gli studi per i prodotti a basso o nullo impatto per i corpi idrici. La fase tre consiste nella definizione di un certo numero di scenari rappresentativi (Tabella 1 e Figura 3), all'interno di un certo intervallo di variazione, di climi, colture, suoli, tipi e modalità di contaminazione di corpi idrici superficiali.

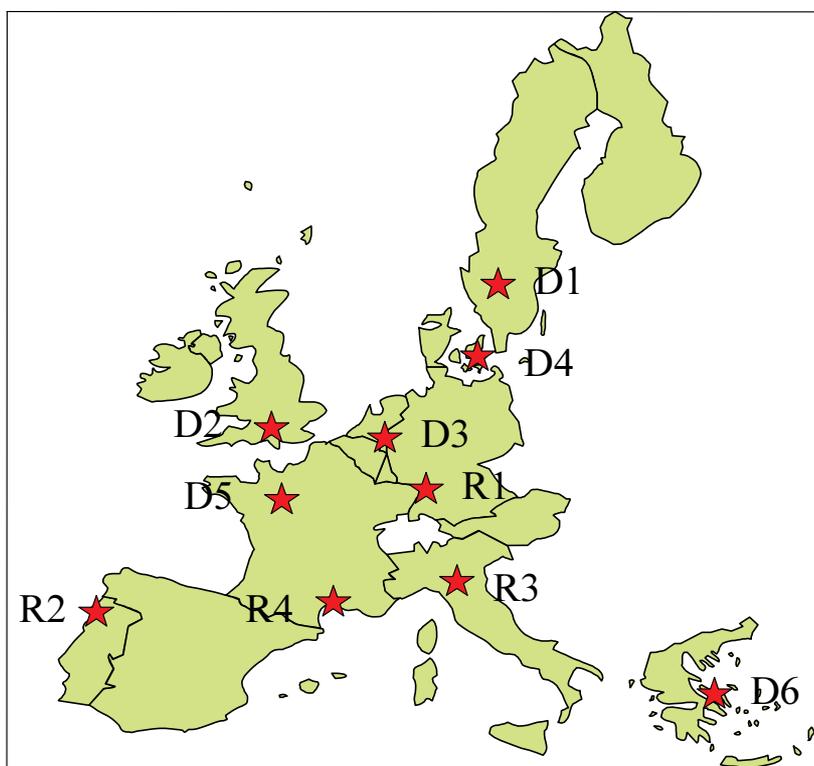
La scelta di definire degli scenari europei, trae origine dalla necessità di produrre degli archivi di dati per l'applicazione dei modelli. File di input sono disponibili per i 10 scenari europei e "pronti all'uso" per i modelli MACRO, PRZM, and TOXSWA.

Tabella 1
I 10 scenari europei selezionati dal FOCUS

Nome	Temperatura media annuale (°C)	Precipitazione annuale (mm)	Tessitura	Sost(anza organica (%))	Pendenza (%)	Tipo di corpo idrico	Località stazione meteorologica
D1	6.1	556	Silty clay	2.0	0 – 0.5	Ditch, stream	Lanna
D2	9.7	642	Clay	3.3	0.5 – 2	Ditch, stream	Brimstone
D3	9.9	747	Sand	2.3	0 – 0.5	Ditch	Vreedepeel
D4	8.2	659	Loam	1.4	0.5 – 2	Pond, Stream	Skousbo
D5	11.8	651	Loam	2.1	2 – 4	Pond, stream	La Jailliere
D6	16.7	683	Clay loam	1.2	0 – 0.5	Ditch	Thiva
R1	10.0	744	Silt loam	1.2	3	Pond, stream	Weiherbach
R2	14.8	1402	Sandy loam	4	20*	Stream	Porto
R3	13.6	682	Clay loam	1	10*	Stream	Bologna
R4	14.0	756	Sandy clay loam	0.6	5	Stream	Roujan

* = terrazzato (5%)

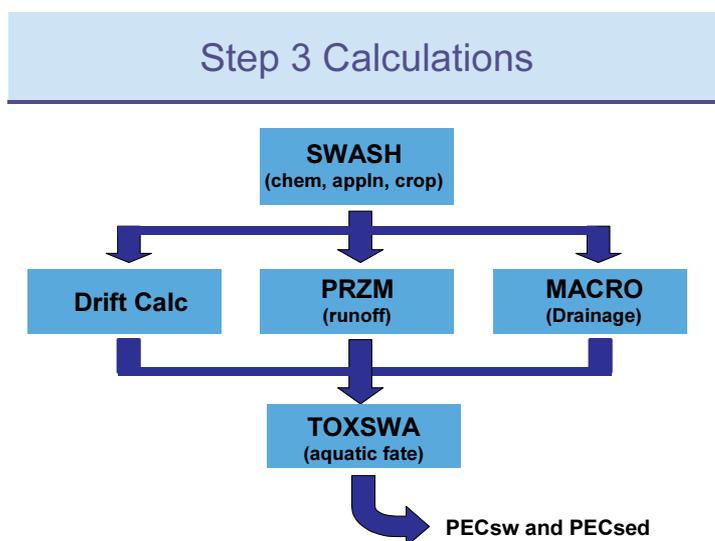
Figura 3
I 10 scenari europei per il calcolo del PEC nelle acque superficiali
(D = drainage, R = run-off)



I modelli interagiscono l'uno con l'altro nel senso che in funzione dello scenario considerato il modello MACRO, oppure il PRZM sono sempre connessi al modello TOXSWA (Figura 4). Così, se l'utente utilizza uno degli scenari del drenaggio (scenari D) MACRO produrrà gli input per il modello TOXSWA, e altrettanto nel caso degli scenari di scorrimento superficiale con il PRZM (scenari R). In entrambe i casi, la simulazione sarà prodotta per corpi idrici di diversa dimensione (ditch, strema e pond), input specifici di drift ottenuti mediante il *Drift Calculator*. Negli scenari

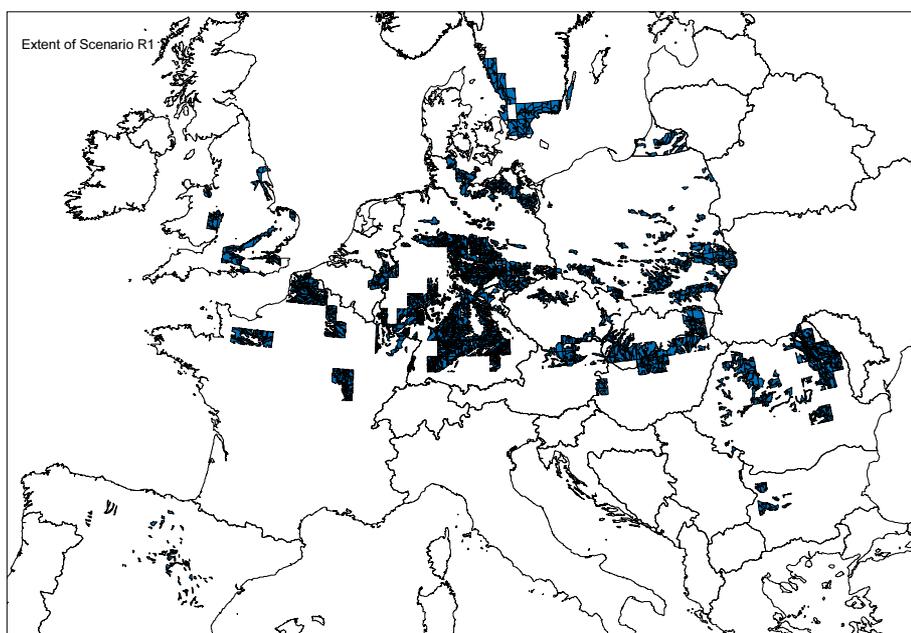
sono rispettate le condizioni climatiche rappresentative dell'area geografica, il tipo di coltura agraria, le pratiche agricole utilizzate (irrigazione). Al termine della simulazione, si ottengono valori di PEC distribuiti nelle aree geografiche coperte dallo scenario scelto come riportato a scopo d'esempio nella Figura 5.

Figura 4
La relazione tra i modelli nella fase 3 di valutazione



Per facilitare l'uso dei diversi modelli, un interfaccia *user-friendly* aiuta l'utente a inserire i dati delle diverse applicazioni a cascata (SWASH: *Surface Water Scenarios Help*).

Figura 5
Esempio di risultato dello step 3 (PEC)
quando estrapolato all'estensione globale europea



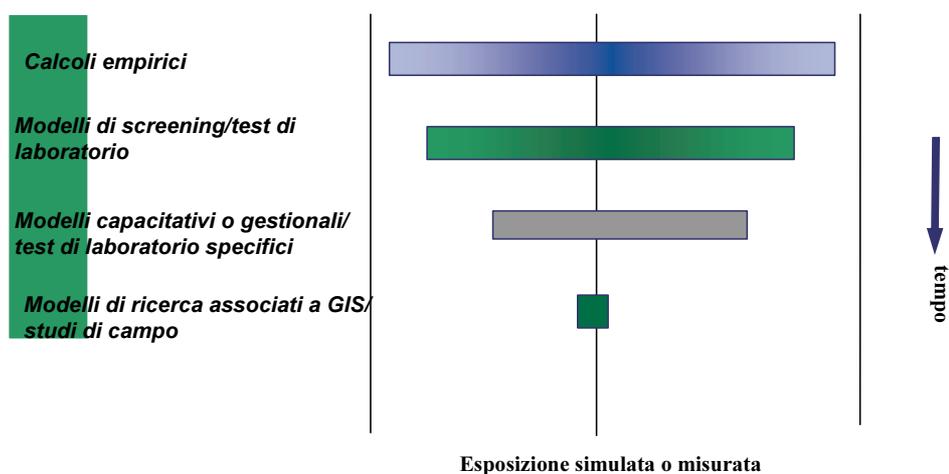
La fase 4 richiede studi di valutazione del rischio sito-specifiche, che possono essere definiti sulla base dei risultati ottenuti nella fase 3. In questa fase, sono richieste delle informazioni sito-specifiche, delle prove di campo in cui saranno prese in considerazione tutte i fattori ecologici naturali che nella realtà contribuiscono a ridurre il rischio (es. fasce tampone, misure di deriva, presenza di torbido, effetto delle macrofite, ecc). Questa fase può essere condotta anche in seguito a specifiche richieste dei Paesi Membri per definire aree vulnerabili, limitazioni d'uso, o per imporre restrizioni in etichetta.

Questo approccio offre un metodo armonizzato per valutare i PEC, comune a tutti gli Stati Membri e basato sulle più recenti conoscenze scientifiche. Questo permette di migliorare il processo di valutazione dei prodotti fitosanitari durante il periodo pre- e post-registrativo, e di aumentare la trasparenza dei metodi di calcolo e dei parametri utilizzati grazie allo sviluppo degli scenari e dei modelli.

Come in tutte le valutazioni di rischio degli xenobiotici, questo metodo presenta un certo grado d'incertezza. La scelta degli scenari, la descrizione delle caratteristiche pedo-climatiche, la parametrizzazione dei modelli è stata realizzata al fine di ottenere “*realistic worst cases*” per il calcolo dei PEC. L'incertezza si riduce significativamente dalla fase 1 alla fase 4 del processo di valutazione (figura 6). Attenzione al fatto che, sebbene gli scenari siano stati ottenuti con dati realistici e rappresentativi di aree geografiche europee, tutti gli scenari sono concettualmente virtuali. Molte parametrizzazioni e assunzioni adottate nelle prime tre fasi sono state condotte al fine di ottenere generalizzazioni utili agli scopi registrati. Il sistema resta sempre molto elastico e aggiornabile. Man mano che le conoscenze geografiche del territorio e le conoscenze scientifiche per i modelli e i processi di base del comportamento ambientale dei prodotti fitosanitari si renderanno disponibili.

Figura 6

Approccio temporale per la valutazione del rischio da xenobiotici nei corpi idrici superficiali. I risultati delle simulazioni sono confrontati con i dati di esposizione misurabile e/o realisticamente possibile. L'asse verticale centrale rappresenta la più probabile concentrazione ambientale reale



RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI

Balderacchi M., G. Alavi, E. Capri, A. Vicari, C. Accinelli, N. Jarvis (2002). *Agronomie* 22 (4): 413-425.

Bird S.L., Perry S.G., Ray S.L., Teske M.E. 2002. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21: 672-681.

Campanini L., Rossi Pisa P., Catizone P. 1992. Bologna, 21-22 gennaio, 189-218

Capel, P.D, T.A. Winterstein, and S.J. Larson. 2001. National Water Quality Assessment Program, USGS Water Resources Investigations Report 00-4284, Sacramento, CA, USA.

- Capri E. and M. Trevisan (1998). *Pesticide Outlook*, 3: 26-30.
- Capri E., Balderacchi M., Yon D. and Graham Reeves (2004). *Journal of Environmental Quality* (*submitted*)
- Capri E., Padovani L. e M. Trevisan (1999). *Quaderni di Tecniche Ambientale* n. 69, Pitagora editrice, Bologna, 232 pp.
- Del Re A.A.M., Capri E., Padovani L., Trevisan M. (2003). *La Goliardica Pavese*, Pavia, pp 997
- Dubus I.G., Brown C..D. and Sabine Beulke (2003). *Pesticide Management Science* **59**:962–982
- FOCUS (2001). *FOCUS Surface Water Scenarios in the EU Evaluation Process under 91/414/EEC. Report of the FOCUS Working Group on Surface Water Scenarios*, EC Document Reference SANCO/4802/2001, February 2003, 221 pp.
- Ganzelmeier H., Rautmann D, Spangenberg R., Streloke M., Herrmann M., Wenlburger H.J. (1995). Blackwell Wissenschafts-Verlag GmbH Berlin, 111.
- Linders J (1997). *Surface water models and EU registration of plant protection products*. FOCUS, 6476//VI/96, 210 pp.
- Mackay N.(1996). In (Del Re et al., eds): *The environmental fate of xenobiotics*, La Goliardica Pavese, Pavia, 392-416.
- Mazzi F. Capri E., Trevisan M., Glass R. and S.A. Wild (1999). In (Del Re et al, eds): *Human and environmental exposure to xenobiotics*. La Goliardica Pavese, Pavia, 731-736.
- Meli S.M., A. Renda, M. Nicelli, E. Capri (2003). *Agronomie* 23, 667-672.
- Miao Z., Vicari A., Capri E., Ventura F., Padovani L., Trevisan M- (2004). *Journal of Environmental Quality* (in corso di stampa).
- Padovani L. e E. Capri (2004). *Chemosphere* (*submitted*)
- Padovani L., M. Trevisan e Ettore Capri (2004). *Environmental Science & Technology* (*submitted*)
- Rautmann D., Streloke M., Winkler R. 2001. In: R. Forster, M. Streloke, (Eds.), *Workshop on Risk Assessment and Risk Mitigation Measures in the Context of the Authorization of Plant Protection Products (WORMM)*.

- Mitt. Biol. Bundesanst. Land-Forstwirtschaft. Berlin-Dahlem, Heft 381, 2001.
- Richards R.P., Wramer J.W., Baker D.B., Krieger K.A. (1987). Nature 327: 129-131.
- Siebers J. , Gottschild D., Nolting H.-G (1994). Chemosphere 28: 1559-1570.
- Trevisan M., Capri E. (1999). In: Pesticides in food in mediterranean countries, International Symposium, Cagliari 29-10/99, Poster A42.
- Trevisan M., Montepiani C., Ragozza L., Bartoletti C., Ioannilli E., Del Re A.A.M (1993). Environmental Pollution 80: 31-39.
- Vicari A., Mallegni R. (1996). Irrigazione e drenaggio, 3: 45-54.
- Vicari A., Rossi Pisa P. and P. Catizone (2000). 11th EWRS Symposium, Basel, Switzerland, 28 June-1 July.
- Vischetti C., Capri E., Trevisan M., Perucci P. (2004). Chemosphere (in corso di stampa).
- Wania F., Mackay D., Peterson S., Di Guardo A., Mackay N. (1993). In (Del Re et al., eds): Mobility and degradation of xenobiotics. Edizioni Biagini, Lucca, 221-242.

Indirizzare eventuale corrispondenza a:
Ettore Capri
Istituto di Chimica Agraria ed Ambientale
Università Cattolica del Sacro Cuore
via Emilia Parmense 84 – 29100 Piacenza
ettore.capri@unicatt.it