

**SOCIETÀ ITALIANA PER LA RICERCA SULLA FLORA INFESTANTE
S.I.R.F.I.**

atti

**Protezione dei corpi idrici superficiali
dall'inquinamento da agrofarmaci**

BOLOGNA, 19 MAGGIO 2009

Convegno organizzato in collaborazione con le "Giornate Fitopatologiche"

**SOCIETÀ ITALIANA PER LA RICERCA SULLA FLORA INFESTANTE
S.I.R.F.I.**

atti

**Protezione dei corpi idrici superficiali
dall'inquinamento da agrofarmaci**

a cura di

FRANCESCO VIDOTTO e ALDO FERRERO

BOLOGNA, 19 MAGGIO 2009

Convegno organizzato in collaborazione con le "Giornate Fitopatologiche"

Citazione suggerita:

Vidotto F, Ferrero A. editors 2009. Atti del XVII convegno S.I.R.F.I. “Protezione dei corpi idrici superficiali dall’inquinamento da agrofarmaci”, 19 maggio 2009, Bologna, Italy. 220 p.

Stampato da:

Tipografia Fiordo s.r.l., Galliate (NO), Italy

ISBN 978-88-95616-02-5

ISBN editor: SIRFI

Si ringrazia la Dott.ssa Marilisa Letey per il prezioso aiuto nella revisione dei testi e nella impaginazione.

L'impiego degli agrofarmaci può comportare rischi di contaminazione delle acque superficiali e profonde a seguito della deriva, del ruscellamento e della lisciviazione in profondità degli agrofarmaci. Il fenomeno può pregiudicare l'equilibrio dell'ecosistema acquatico e la qualità delle acque destinate al consumo umano. Questi rischi, tuttavia, possono essere sensibilmente contenuti mediante l'adozione di pratiche operative e di attrezzature in grado di evitare o ridurre la dispersione degli agrofarmaci impiegati. L'interesse e l'attualità di questa problematica sono dimostrate dai vari provvedimenti legislativi che sono stati adottati in questi ultimi anni a livello europeo e nazionale e che hanno trovato una espressione più completa nella Direttiva Europea sull'Uso Sostenibile degli Agrofarmaci.

Il convegno organizzato da SIRFI in collaborazione con le Giornate Fitopatologiche, si colloca in una serie di tre incontri che vede anche il coinvolgimento di TOPPS (*Train Operators to Prevent Pollution from Point Sources*) e GEMMA (*Gruppo Esperti Misure di Mitigazione Agroambientali*) con i quali si intende fare il punto sui principali aspetti che caratterizzano il fenomeno della contaminazione dei corpi idrici. Lo scopo principale degli incontri è quello di stimolare un dibattito costruttivo tra i vari portatori di interesse (ricercatori, tecnici, agricoltori e legislatori) al fine di individuare e mettere in atto strumenti e pratiche agricole che permettano l'impiego sostenibile degli agrofarmaci, salvaguardando la produttività agricola, la salute dell'uomo e la qualità dell'ambiente.

ATTI DEL XVII CONVEGNO S.I.R.F.I.
“Protezione dei corpi idrici superficiali dall’inquinamento da agrofarmaci”
Bologna, 19 maggio 2009

INDICE

Presentazioni Orali

| | |
|---|-----|
| La nuova direttiva comunitaria sull’uso sostenibile dei prodotti fitosanitari: prospettive e criticità della sua applicazione in Italia <i>Zaghi C.</i> | 1 |
| Registrazione di prodotti fitosanitari: il ruolo del ruscellamento e della deriva sulla presenza di agrofarmaci nelle acque superficiali <i>Azimonti G., Finizio A.</i> | 7 |
| Rapporto nazionale sulla presenza di residui di prodotti fitosanitari nelle acque <i>Paris P., De Santis T., Esposito D., Giuliani R., Pace E.</i> | 17 |
| Misure di mitigazione del rischio per le acque superficiali: analisi dei formulati con buffer zone <i>Mazzini F., Rossi R.</i> | 37 |
| Influenza delle pratiche di gestione agronomica sul ruscellamento nei terreni declivi: l'esperienza nell'ambiente marchigiano <i>Orsini R., Santilocchi R.</i> | 45 |
| Protezione delle acque superficiali da ruscellamento e deriva: efficacia delle fasce tampone e di altre misure di mitigazione <i>Zanin G., Otto S., Masin R., Ferrero A., Milan M., Vidotto F.</i> | 55 |
| Il ruolo delle macchine irroratrici nel contenimento della deriva <i>Balsari P., Marucco P.</i> | 87 |
| Il ruolo dei coadiuvanti e delle formulazioni per la riduzione della dispersione ambientale e per l’ottimizzazione dell’attività biologica degli erbicidi <i>Campagna G., Rapparini G., Meriggi P.</i> | 105 |
| Tecniche radio molecolari per la valutazione dell’efficacia di coadiuvanti antideriva per il controllo delle erbe infestanti <i>Dinelli G., Marotti I., Bosi S., Busi S., Benuzzi M., Catizone P.</i> | 129 |
| Applicazioni di coadiuvanti per la riduzione della dose degli erbicidi su frumento e mais: ricerche nel Nord Italia <i>Rapparini G., Geminiani E., Romagnoli S.</i> | 143 |
| Applicazioni di coadiuvanti per la riduzione della dose di erbicidi su frumento e mais: ricerche nel Centro Italia <i>Covarelli G., Pannacci E.</i> | 161 |
| Effetti di un additivo a base di lecitina di soia nel contenimento della deriva nei trattamenti in post-emergenza del mais <i>Meriggi P., Wohlhauser R., Anderau V., Marchetti C.</i> | 177 |

Posters

| | |
|--|-----|
| Caratterizzazione dell'esposizione derivante dalla presenza dei pesticidi nelle acque <i>Paris P., De Santis T., Esposito D., Giuliani R., Pace E., Romoli D.</i> | 193 |
| Cause e modalità di contaminazione dei residui di prodotti fitosanitari nelle acque sotterranee <i>Paris P., De Santis T., Esposito D., Giuliani R., Pace E., Romoli D.</i> | 199 |
| Indicazioni per la scelta delle sostanze prioritarie per il monitoraggio dei residui di prodotti fitosanitari nelle acque <i>Paris P., De Santis T., Esposito D., Giuliani R., Pace E., Romoli D.</i> | 205 |

Appendice

Workshop GEMMA (20 maggio 2009)

| | |
|--|-----|
| Il D.Lgs 152/06 è sufficiente per una corretta identificazione delle aree vulnerabili agli agrofarmaci? <i>Finizio A., Calliera M., Azimonti G.</i> | 213 |
|--|-----|

Presentazioni Orali

LA NUOVA DIRETTIVA COMUNITARIA SULL'USO SOSTENIBILE DEI PRODOTTI FITOSANITARI: PROSPETTIVE E CRITICITÀ DELLA SUA APPLICAZIONE IN ITALIA

ZAGHI C.

*Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare
Direttore Divisione VII - Direzione generale per la salvaguardia ambientale
E-mail: zaghi.carlo@minambiente.it*

Il Sesto programma comunitario di azione in materia di ambiente "*Ambiente 2010: il nostro futuro, la nostra scelta*" (Decisione n. 1600/2002/CE del 22 luglio 2002) ha fissato le priorità e gli obiettivi di politica ambientale dell'Unione Europea per il periodo 2002-2012, indicando i provvedimenti da adottare per contribuire alla realizzazione della strategia di sviluppo sostenibile.

Il Sesto programma rappresenta quindi il quadro giuridico nel quale è inserita la strategia tematica sull'uso sostenibile dei pesticidi, una delle sette strategie individuate dal programma comunitario basate su un approccio globale per tema, piuttosto che su singoli aspetti (per pesticidi, in questo contesto, si intendono sia i prodotti fitosanitari disciplinati dalla Direttiva 91/414/CEE, sia i biocidi utilizzati in ambito extra-agricolo disciplinati dalla Direttiva 98/8/CE).

La strategia tematica sull'uso sostenibile dei pesticidi, definita dalla Commissione Europea nel 2006 con l'appoggio del Consiglio (istituzione comunitaria che rappresenta i governi nazionali) e del Parlamento Europeo, è articolata per obiettivi che si richiamano in breve:

Obiettivo 1

Riduzione dei pericoli e dei rischi per la salute e l'ambiente, con i mezzi seguenti: piani di azione nazionali, miglioramento della conoscenza sui rischi dei prodotti e sorveglianza sanitaria e ambientale.

Obiettivo 2

Potenziamento dei controlli sull'uso e sulla distribuzione dei pesticidi.

Obiettivo 3

Riduzione dei livelli di pericolo, sostituendo le sostanze attive più pericolose con sostanze e tecniche alternative più sicure (anche non chimiche).

Obiettivo 4

Conversione delle attività produttive verso un'agricoltura sostenibile a basso impiego di prodotti fitosanitari.

Obiettivo 5

Istituzione di un sistema trasparente di controllo dei progressi compiuti nell'attuazione dei piani nazionali, con indicatori e relazioni sulla riduzione dei rischi conseguita, attraverso l'elaborazione di adeguati indicatori.

La "strategia" individua quali iniziative devono essere intraprese per raggiungere i suddetti obiettivi. In particolare vengono indicati gli atti normativi già predisposti o in corso di approvazione:

- una Direttiva che istituisce un quadro per l'azione comunitaria ai fini dell'utilizzo sostenibile dei prodotti fitosanitari (approvata dal Parlamento Europeo e dal Consiglio il 13 gennaio 2009);
- un Regolamento relativo all'immissione sul mercato dei prodotti fitosanitari, che sostituisce la Direttiva 91/414/CEE attualmente in vigore (approvato anch'esso dal Parlamento Europeo e dal Consiglio il 13 gennaio 2009);
- un Regolamento sui dati statistici relativi all'uso dei prodotti fitosanitari (accordo già raggiunto tra Parlamento Europeo e Consiglio);
- una Direttiva che stabilisce requisiti ambientali relativi all'immissione in commercio di nuove attrezzature (macchine irroratrici) per la distribuzione di prodotti fitosanitari (in corso di approvazione).

Il 13 gennaio 2009, come si è detto, il Parlamento Europeo ha approvato il maxi-emendamento di compromesso negoziato con il Consiglio che ha portato all'adozione definitiva della Direttiva che istituisce un quadro per l'azione comunitaria ai fini dell'utilizzo sostenibile dei prodotti fitosanitari.

La Direttiva ha la propria base giuridica nell'art. 175 del Trattato, concernente la protezione dell'ambiente.

La Direttiva non contempla l'uso dei biocidi, ma unicamente quello dei prodotti fitosanitari ed ha come obiettivo principale quello di favorire la realizzazione delle condizioni più idonee, in

ciascuno Stato membro, per conseguire una riduzione significativa dei livelli di rischio per la salute umana e l'ambiente derivanti dall'uso di prodotti fitosanitari.

Le misure previste dalla Direttiva sull'uso sostenibile dei prodotti fitosanitari devono essere complementari e non pregiudicare le misure previste da altre normative comunitarie, in particolare, il Regolamento (CE) in materia di immissione sul mercato di prodotti fitosanitari, approvato contestualmente dal Parlamento Europeo e dal Consiglio il 13 gennaio 2009, la Direttiva 2000/60/CE che istituisce un quadro per l'azione comunitaria nel campo della politica delle acque, la Direttiva 79/409/CEE concernente la conservazione degli uccelli selvatici, la Direttiva 92/43/CEE relativa alla conservazione degli habitat naturali e della flora e della fauna selvatiche, il Regolamento (CE) n. 396/2005 del Parlamento europeo e del Consiglio, del 23 febbraio 2005, concernente i livelli massimi di residui di antiparassitari nei o sui prodotti alimentari e mangimi di origine vegetale e animale.

Le misure previste dalla Direttiva non dovrebbero inoltre pregiudicare le misure volontarie adottate nel contesto dei regolamenti sui Fondi strutturali per il sostegno allo sviluppo rurale da parte del Fondo europeo agricolo per lo sviluppo rurale (FEASR).

Più specificamente, la Direttiva sull'uso sostenibile dei prodotti fitosanitari, la cui pubblicazione in Gazzetta ufficiale è attesa entro breve (contestualmente alla pubblicazione del regolamento relativo all'immissione sul mercato dei prodotti fitosanitari e del regolamento sui dati statistici), prevede:

- la definizione di Piani d'azione nazionali, nei quali siano definiti gli obiettivi di riduzione dei rischi e le misure che saranno adottate dagli Stati membri per conseguire tali obiettivi (art.4);
- la formazione obbligatoria degli utilizzatori di prodotti fitosanitari e del personale addetto alla vendita (articoli 5 e 6);
- la sensibilizzazione e l'informazione del pubblico, oltre ad indagini sugli effetti dei prodotti fitosanitari sulla salute umana e sull'ambiente (art.7);
- l'ispezione periodica delle macchine irroratrici utilizzate per la distribuzione dei prodotti fitosanitari, per limitare la loro dispersione nell'ambiente (art.8);
- il divieto di irrorazione aerea, salvo deroghe in particolari casi (art.9);
- misure specifiche per la tutela dell'ambiente acquatico (art.11);
- l'individuazione di zone a ridotto o nullo apporto di pesticidi (art.12);

- misure per assicurare la gestione corretta dei prodotti, dei loro imballaggi e dei rifiuti di prodotti fitosanitari (art.13);
- la realizzazione delle condizioni necessarie per l'applicazione, obbligatoria a partire dal 1 gennaio 2014, dei principi di difesa fitosanitaria integrata (art.14 e Allegato III);
- la definizione di indicatori per valutare i progressi compiuti e la relativa attività di *reporting* nei confronti della Commissione Europea (art. 15);
- il controllo sul rispetto delle disposizioni previste dalla Direttiva e la definizione di sanzioni in caso di inosservanza (art.17);
- la possibilità di stabilire tariffe per coprire i costi connessi all'attuazione degli obblighi previsti dalla Direttiva (art.19).

L'art. 4 della Direttiva, in particolare, prevede la redazione di Piani d'azione nazionali entro tre anni dall'entrata in vigore della Direttiva (quindi entro il 2012), nei quali dovranno essere definiti gli obiettivi di riduzione dei rischi nonché le azioni previste per consentire il raggiungimento delle condizioni previste dagli altri articoli della Direttiva, riguardanti la formazione degli operatori, l'applicazione obbligatoria delle tecniche di difesa integrata, la tutela dell'ambiente acquatico e l'ispezione periodica delle attrezzature di distribuzione. Questi aspetti, indicati negli articoli della Direttiva, saranno quindi oggetto di disposizioni specifiche all'interno dei piani nazionali.

Al fine di anticipare la definizione degli adempimenti previsti dalla Direttiva, al pari di altri Stati membri, è stato promosso dal Ministero dell'ambiente un Tavolo tecnico formato dai rappresentanti delle amministrazioni centrali (Ministeri delle politiche agricole e della salute) e delle amministrazioni regionali, nonché da esperti di enti di supporto tecnico scientifico (ISPRA ed ENEA).

Il Tavolo tecnico lavora da oltre un anno alla redazione di uno schema di piano nazionale che possa essere utilizzato nelle fasi successive come documento di base per avviare il confronto con gli "stakeholders" (i cosiddetti "portatori di interessi"), oltre che per effettuare una ricognizione relativa alle modalità organizzative e alle risorse necessarie per consentire il raggiungimento degli obiettivi previsti dalla Direttiva.

La Direttiva, fra l'altro, indica espressamente che per la redazione e l'aggiornamento dei piani d'azione nazionali, è opportuno prevedere la partecipazione del pubblico, in applicazione della Direttiva 2003/35/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio che prevede la partecipazione del pubblico nella definizione di determinati piani e programmi.

Per quanto riguarda il recepimento della Direttiva nell'ordinamento legislativo nazionale, le fasi previste sono le seguenti:

- definizione e approvazione da parte del Parlamento dei criteri di delega al Governo per il recepimento della Direttiva (nell'ambito della cd. "legge comunitaria"): tali criteri di delega stabiliranno gli obiettivi generali da conseguire attraverso il recepimento della Direttiva e gli aspetti finanziari connessi al raggiungimento degli stessi obiettivi;
- avvio dei lavori per il recepimento della Direttiva coordinati dalla Presidenza del Consiglio, per la definizione di un decreto legislativo con il coinvolgimento della Conferenza Stato-Regioni;
- avvio dei lavori per la definizione del Piano di azione nazionale, nell'ambito del quale saranno identificati, oltre agli obiettivi, alle misure e agli indicatori, i compiti previsti per i diversi soggetti responsabili dell'attuazione delle misure previste dal Piano.

REGISTRAZIONE DI PRODOTTI FITOSANITARI: IL RUOLO DEL RUSCELLAMENTO E DELLA DERIVA SULLA PRESENZA DI AGROFARMACI NELLE ACQUE SUPERFICIALI

AZIMONTI G.¹, FINIZIO A.²

1. ICPS –International Centre for Pesticides and Health Risk Prevention

2. Dipartimento di Scienze dell'Ambiente e del Territorio – Università degli Studi di Milano Bicocca

E-mail: giovanna.azimonti@icps.it

Riassunto

La registrazione dei prodotti fitosanitari è regolamentata in Europa dalla Direttiva 91/414/EEC. Questa Direttiva prevede, tra le altre condizioni, la valutazione di rischio per l'ecosistema acquatico. Tale valutazione richiede il calcolo delle concentrazioni di prodotti fitosanitari nelle acque superficiali utilizzando modelli matematici previsionali. Le vie principali di contaminazione considerate sono deriva, ruscellamento e drenaggio. In questo lavoro viene descritto come la deriva ed il ruscellamento, principali vie di contaminazione per l'Italia, siano considerati in fase di valutazione (pre-marketing) di un prodotto fitosanitario e come questa valutazione sia poi riportata in etichetta.

Parole chiave

Prodotti fitosanitari; Ruscellamento; Deriva; Acque superficiali.

Summary

Registration of Plant Protection Products: the role of runoff and drift on pesticide contamination of surface water systems

The registration of Plant Protection Products (PPP) in Europe is ruled by Directive 91/414/EEC. This Directive requires, among other conditions, a risk assessment for the aquatic ecosystem. This assessment needs the evaluation of the PPP concentrations in surface water by means of provisional mathematical models. The major route of contaminations considered are drift, runoff and drainage. In this work it is presented how drift and runoff, the major routes of contamination in Italy, are dealt with in the pre-marketing phase. Moreover, the impact of this evaluation on the PPP label is reported.

Keywords

Pesticides; Runoff; Drift; Superficial water systems.

Introduzione

La registrazione dei prodotti fitosanitari è regolamentata in Europa dalla Direttiva 91/414/EEC. Secondo questa Direttiva, l'autorizzazione alla commercializzazione di una sostanza attiva è rilasciata solo se, a seguito di un'approfondita valutazione del rischio in fase

di pre-marketing, non si riscontrino rischi inaccettabili per l'uomo, per gli animali e per l'ambiente. I criteri di valutazione delle sostanze da autorizzare al commercio sono definiti dalla Direttiva 94/43/EEC, i cosiddetti Principi Uniformi - Allegato VI alla Direttiva 91/414. Tra i criteri definiti dai Principi Uniformi, rientra anche la valutazione della concentrazione ambientale prevista (Predicted Environmental Concentration - PEC) di una sostanza, valutata mediante modellistica matematica validata a livello europeo, nei diversi comparti ambientali, che per semplicità sono stati schematizzati in suolo, acque sotterranee, acque superficiali e aria.

Per la valutazione dell'esposizione nei diversi comparti, si utilizza una procedura di tipo scalare (tiered approach) in cui ogni gradino o step o tier è caratterizzato da una complessità crescente nel tipo e numero di dati e negli strumenti utilizzati, per una valutazione progressivamente più realistica. Infatti, in una valutazione preliminare di esposizione, si utilizzano un set di dati limitato e/o assunzioni di tipo conservativo: si considera cioè il "caso peggiore" (worst case) che si possa verificare nelle condizioni d'uso proposte. Se l'uso di un prodotto risulta sicuro in tali condizioni, allora non è necessario indagare oltre, avendo ottenuto la massima garanzia di protezione con il minimo sforzo di valutazione. Quando il risultato non soddisfa le richieste della Direttiva, cioè il rischio stimato non è accettabile, è possibile l'utilizzo di ulteriori dati e assunzioni che permettano una valutazione di rischio più raffinata e completa, cioè più vicina alle condizioni di effettivo utilizzo in campo.

Prodotti fitosanitari e acque superficiali

L'utilizzo di prodotti fitosanitari in agricoltura può produrre una contaminazione delle acque superficiali, come fossi, canali e stagni, presenti nelle vicinanze di aree coltivate trattate. Nelle acque superficiali, la sostanza può degradare sia per via chimico-fisica sia per via biologica. Secondo la Direttiva 91/414/EEC il comportamento di un principio attivo nell'acqua deve essere chiarito in tutti i suoi principali processi (idrolisi, fotolisi, biodegradabilità, degradabilità del sistema acqua/sedimento) mediante studi di laboratorio. Inoltre, deve essere calcolata la concentrazione prevista nell'acqua superficiale (PEC_{sw}) in seguito all'applicazione di un prodotto fitosanitario su una coltura, secondo le cosiddette buone pratiche agricole (*Good Agricultural Practice - GAP*).

Ma quale corpo idrico deve essere protetto? E qual è il limite di riferimento per definire una contaminazione delle acque superficiali?

Per quanto riguarda l'identificazione del corpo idrico da proteggere, un gruppo *ad hoc* della Commissione Consultiva dei Prodotti Fitosanitari ha recentemente considerato le diverse tipologie di corpi idrici esistenti sul territorio, giungendo alla definizione di seguito riportata:

I corpi idrici superficiali da considerarsi rilevanti per l'applicazione di misure di mitigazione del rischio, allo scopo di proteggere la vita acquatica, in relazione all'uso di prodotti fitosanitari, sono tutti i corpi idrici superficiali, naturali o artificiali, permanenti o temporanei ad eccezione di:

- Scoline (fossi situati lungo i campi coltivati per la raccolta dell'acqua in eccesso) ed altre strutture idrauliche artificiali, prive di acqua propria e destinate alla raccolta e al convogliamento di acque meteoriche, presenti temporaneamente.
- Adduttori d'acqua per l'irrigazione: rappresentati dai corpi idrici, le cui acque sono destinate soltanto ai campi coltivati.
- Pensili: corpi idrici in cui la quota del fondo risulta superiore di almeno 1 metro rispetto alla coltura trattata.

Non rientrano tra questi corpi idrici le risaie, soggette ad un altro tipo di valutazione e protezione ambientale.

Per quanto riguarda la valutazione della contaminazione, i criteri sono ben definiti dall'Allegato VI della Direttiva 91/414/CEE:

Non viene concessa autorizzazione se la concentrazione della sostanza attiva o dei metaboliti e prodotti di degradazione o di reazione, previsti dopo l'uso del prodotto fitosanitario secondo le modalità proposte, nelle acque superficiali:

- a. laddove l'acqua superficiale nella zona d'applicazione prevista o quelle da questa proveniente sia destinata all'ottenimento di acqua potabile, supera i valori fissati dal decreto del Presidente della Repubblica 3 luglio 1982, n. 515, concernente la qualità delle acque superficiali destinate alla produzione di acqua potabile o
- b. ha un impatto ritenuto inaccettabile su specie non bersaglio, animali inclusi.

Le istruzioni d'uso proposte per il prodotto fitosanitario, incluse le procedure per la pulitura delle apparecchiature di applicazione, devono essere tali da ridurre al minimo le probabilità di contaminazione accidentale delle acque superficiali.

In realtà, nel processo di autorizzazione di un prodotto fitosanitario, viene considerato solo il punto b) relativo alle specie non bersaglio. Infatti, la modellistica necessaria alla valutazione della concentrazione nelle acque superficiali (PEC_{sw}) prevede la prossimità di un corpo idrico ad un'area trattata con prodotti fitosanitari. Tuttavia, le acque utilizzate per l'estrazione di acqua potabile (punto a), rientrano nell'art. 7 della Direttiva 2000/60/CE che prevede che i corpi idrici superficiali utilizzati per l'estrazione di acqua potabile siano gestiti a livello di Stato membro:

Gli Stati membri provvedono alla necessaria protezione dei corpi idrici individuati al fine di impedire il peggioramento della loro qualità per ridurre il livello della depurazione necessaria alla produzione di acqua potabile. Gli Stati membri possono definire zone di salvaguardia per tali corpi idrici.

Per questa tipologia di acque, quindi, è difficilmente ipotizzabile la presenza di aree coltivate, e quindi trattate con prodotti fitosanitari, a distanza tra uno e tre metri, come è generalmente previsto per l'uso dei modelli previsionali. Si può quindi affermare che il confronto tra le concentrazioni previste nelle acque superficiali (PEC_{sw}) calcolate con la modellistica ed il valore di riferimento per la potabilità dell'acqua ($0,1\mu g/l$) non è un criterio adatto alla valutazione del rischio dei prodotti fitosanitari.

La caratterizzazione del rischio (Figura 1) che l'uso di un prodotto fitosanitario può porre all'ambiente acquatico è effettuata con un confronto tra i valori derivanti dal rapporto tra i parametri ecotossicologici relativi alle diverse specie non bersaglio e le concentrazioni di esposizione stimate (i cosiddetti TER: Toxicity Exposure Ratio) con i valori-soglia (trigger) definiti nell'Allegato VI. Ogni specie non bersaglio, è caratterizzata da valori-soglia di riferimento. Quando i valori-soglia sono rispettati, allora il livello di rischio stimato è accettabile per l'autorizzazione nazionale. Quando invece i valori-soglia non sono rispettati, l'autorizzazione non potrà essere rilasciata "a meno che un'appropriata valutazione del rischio non dimostri inequivocabilmente che, in normali condizioni operative, non si determinano conseguenze inaccettabili dopo l'impiego del prodotto fitosanitario secondo le modalità proposte".

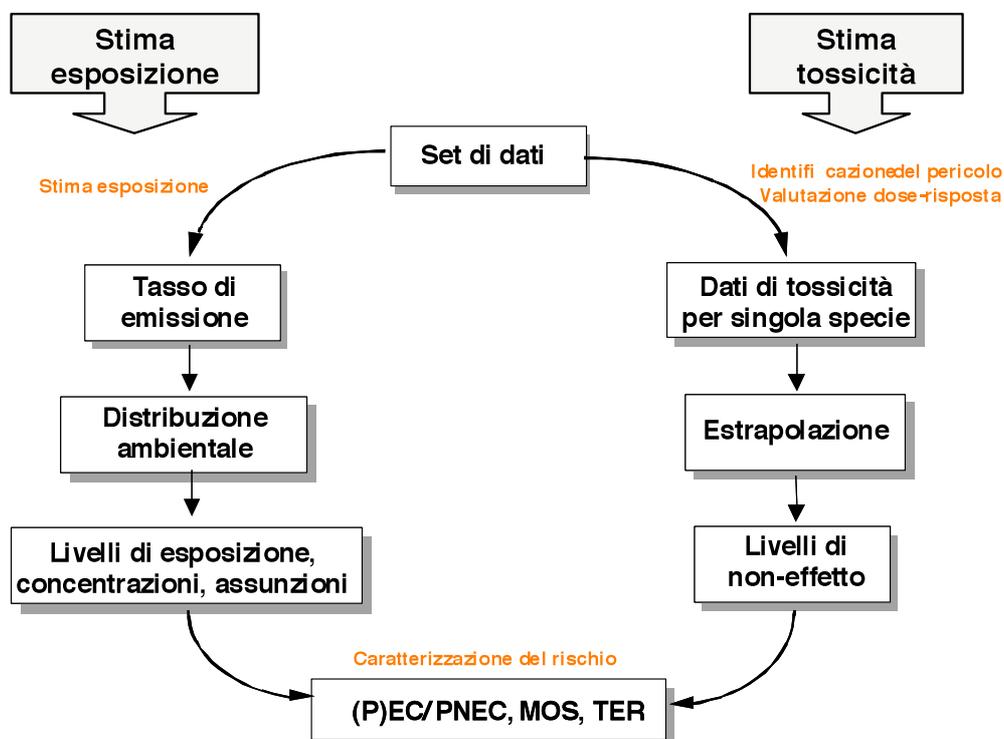


Figura 1. Processo di caratterizzazione del rischio.

Acque superficiali: quale contaminazione?

La contaminazione delle acque superficiali può verificarsi contemporaneamente o successivamente all'applicazione di un antiparassitario attraverso tre principali vie: deriva, ruscellamento e drenaggio.

La deriva (*drift*), che avviene durante l'applicazione, consiste nel trasporto dell'antiparassitario nell'aria, con successiva deposizione nelle aree adiacenti al campo trattato. Il ruscellamento (*runoff*) e il drenaggio (*drainage*) avvengono in tempi successivi all'applicazione. Il ruscellamento è un flusso dell'acqua sulla superficie del suolo, in seguito ad eventi piovosi, che trascina la sostanza verso le acque superficiali. Il drenaggio consiste nella rimozione dell'eccesso d'acqua dal terreno, verso le acque superficiali, tramite dreni all'interno del campo.

Quindi, nella valutazione della concentrazione nelle acque superficiali, gli eventi di contaminazione avvengono a tempi diversi: immediatamente dopo l'applicazione si ha la contaminazione per deriva mentre in concomitanza di eventi piovosi si possono avere ruscellamento e/o drenaggio. La tipologia della coltura, del territorio e del prodotto fitosanitario determinano l'importanza della via di contaminazione: ci si aspetta una contaminazione da deriva non trascurabile in seguito ad applicazione su colture arboree, così come ci si aspetta una contaminazione da ruscellamento in aree con pendenza superiore al 4%.

Per la caratterizzazione del rischio per l'ecosistema acquatico, in genere si utilizza la concentrazione prevista con valore più alto.

Come premesso, la valutazione della concentrazione avviene a step successivi: da un primo livello di caso peggiore, poco realistico, a livelli più raffinati e più vicini alla realtà.

In fase di autorizzazione di un prodotto fitosanitario, sia a livello europeo, sia nazionale, si hanno tre step di valutazione prima di ipotizzare misure di mitigazione del rischio che possano ridurre l'esposizione dell'ecosistema acquatico (Adriaanse *et al.*, 1997; Linders *et al.*, 2002). In Figura 2 è rappresentata la stima dell'esposizione nei tre step ed il confronto con l'effettiva esposizione acquatica in Europa: si può notare che tutti e tre gli step producono una valutazione di esposizione di *worst case*, con lo Step 3 più vicino alla realtà rispetto agli altri due.

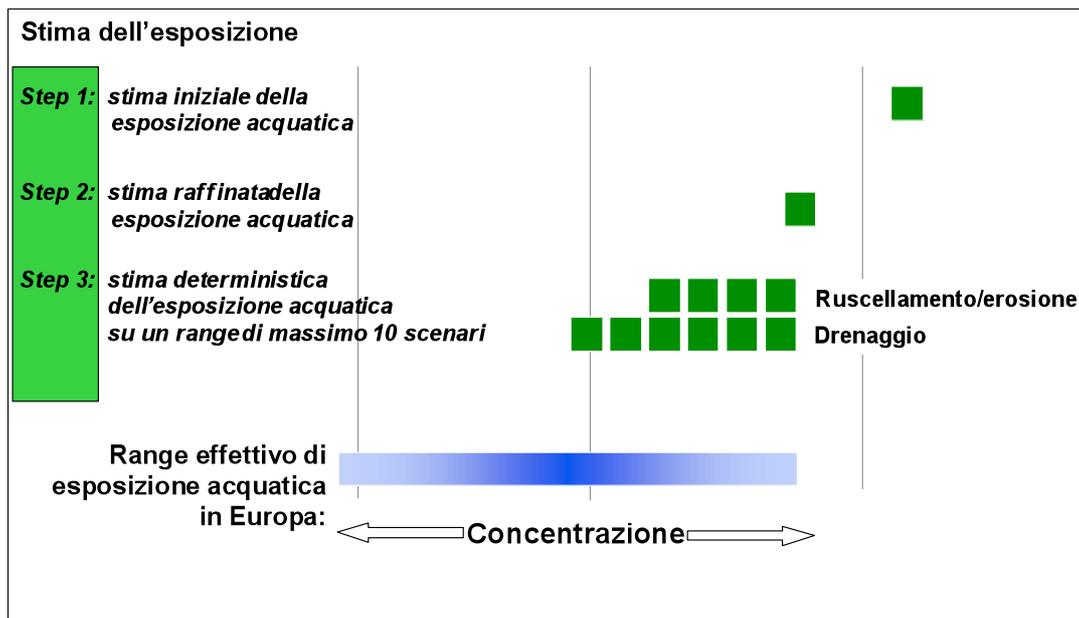


Figura 2. Esposizione calcolata ai diversi step di valutazione ed esposizione misurata.

Gli Step 1&2 considerano la stessa schematizzazione semplice di corpo idrico: profondità di 30 cm, 5 cm di sedimenti (anche se in realtà si considera 1 cm come strato effettivamente disponibile per fenomeni di adsorbimento) con *bulk density* di 0,8 g/ml e 5% di CO il rapporto “superficie occupata dal campo/superficie del corpo idrico” è pari a 10.

Lo Step 1 rappresenta il livello più elementare di valutazione: non è correlato a clima, coltura, topografia o tipo di suolo. Si assume un singolo carico di antiparassitario, rappresentato dalla somma delle varie applicazioni individuali (dose più alta prevista con il maggior numero di applicazioni). La contaminazione avviene per deriva, ruscellamento/drenaggio. Si assume che la contaminazione per deriva e ruscellamento avvenga nello stesso istante, il giorno stesso dell'applicazione. Il contributo della deriva è caricato direttamente nel corpo idrico e successivamente (1 giorno) si ripartisce tra acqua e sedimenti in funzione del K_{oc} . Il carico derivante dal ruscellamento, invece, è immediatamente ripartito tra le due fasi in funzione del K_{oc} e dell'effettivo strato di sedimento disponibile al fenomeno di adsorbimento (1 cm). In questo modo sostanze con elevata affinità per i sedimenti (K_{oc} elevato) sono “caricate” direttamente nel comparto sedimenti.

Per la deriva sono stati considerati quattro gruppi colturali (seminativi, vigneti, frutteti, luppolo), che rappresentano le diverse modalità di applicazione. Essa viene espressa come percentuale di principio attivo perso durante il trattamento, considerando il 90 percentile di deriva, e una distanza campo-corpo idrico di un metro per le colture arabili e tre metri per vigneti, frutteti e luppolo. Per la concia dei semi la deriva è nulla, mentre per i trattamenti aerei è pari al 33.2% (Rautmann, 2001).

Per ruscellamento, erosione o drenaggio, si considera che il 10% della dose applicata raggiunga il corso d'acqua attiguo al campo trattato.

Lo Step 2 raffina la valutazione del carico per le acque superficiali, pur mantenendosi in un'ottica di *worst case*. La percentuale di sostanza applicata che raggiunge il corpo idrico adiacente per deriva, immediatamente successiva ad ogni trattamento, è funzione sia del metodo di applicazione sia del numero di trattamenti. Quindi, a seconda del tipo di coltura e del numero di applicazioni, sono indicate, di default, le percentuali di dose che possono contaminare il corpo idrico. Per quanto riguarda i fenomeni di ruscellamento, invece la quantità di prodotto che entra in acqua varia in funzione dell'epoca di trattamento (autunno e primavera) e dall'area geografica in cui avviene il trattamento (Nord e Sud Europa); essa è inoltre corretta per la frazione intercettata dalla coltura: tale fattore è stabilito in funzione dello stadio di crescita della coltura stessa.

Anche per lo Step 2 il composto si distribuisce tra acqua e sedimenti a seconda del valore di K_{oc} , anche se tale ripartizione avviene in tempi più lunghi di un giorno per il fenomeno di deriva (nello Step1 invece era di 1 giorno). Per i fenomeni di ruscellamento/drenaggio, invece il composto si distribuisce tra i comparti acqua e sedimento al momento del riversamento nel corpo idrico (esattamente come nello Step1).

Lo Step 3 prevede da un lato l'utilizzo dei modelli, dall'altro una descrizione del territorio più realistica. I corpi idrici, identificati come di rilievo per la valutazione delle PEC_{sw} , sono stati classificati come stagni/laghetti (*pond*: acqua statica o in leggerissimo movimento), fossi (*ditch*: movimento dell'acqua piuttosto lento) o fiumi (*stream*: alta velocità della corrente). A *pond*, *ditch* e *stream* sono state attribuite proprietà standard relative a larghezza (1 m per fossati e fiumi, 30 m per stagni), lunghezza totale (100 m per fossati e fiumi, 30 m per stagni), distanza dall'argine all'acqua (50 cm per fossati, 3 m per stagni e 1 m per fiumi), profondità media (30 cm per fossati, da 30 a 50 cm per fiumi e 1 m per stagni) e tempo di residenza medio (5 giorni per fossati, 0.1 giorno per fiumi e 50 giorni per stagni). Inoltre le proprietà attribuite ai sedimenti negli Step 1&2 sono state mantenute anche per questo step: la concentrazione di solidi sospesi nella colonna d'acqua è di 15 mg/l, lo strato di sedimenti di 5 cm, il contenuto di carbonio organico del 5%, corrispondente a circa il 9% di materia organica, la *dry bulk density* 800 kg/m³ e la porosità del 60%.

La contaminazione dovuta alla deriva per *pond* e *ditch* avviene direttamente dal campo trattato adiacente, mentre per lo *stream* si ipotizza anche un carico contemporaneo dal bacino

imbrifero a monte, che è descritto con un'estensione di 20 ettari e un trattamento su una superficie pari al 20% del totale. Si assume inoltre che il trattamento avvenga in presenza di vento e, nel caso dei fiumi, che il carico dal bacino imbrifero avvenga contemporaneamente a quello dal campo agricolo adiacente.

L'apporto alle acque superficiali via ruscellamento e drenaggio non dipende tanto dal volume delle precipitazioni, ma dai residui di composto presenti nel suolo. Per garantire l'approccio *worst case* è stato previsto un valore di $0,5 \text{ cm}^{-1}$ per il coefficiente di dilavamento e si selezionano, come giorni dediti al trattamento, quelli compresi tra il 50° e il 70° percentile delle giornate più umide.

Per quanto riguarda la definizione delle caratteristiche del territorio, a livello Europeo è stata effettuata un'identificazione di combinazioni di caratteristiche climatiche, pedologiche e colturali rappresentative dei "casi peggiori realistici", presenti nelle aree agricole europee (Linders *et al.*, 2002). Sono stati quindi identificati dieci scenari *worst case* di cui sei relativi al drenaggio e quattro al ruscellamento. Tutti i dieci scenari prevedono la deriva.

Ogni scenario è stato caratterizzato in base all'area, all'uso del suolo, alla gestione delle acque, al regime idraulico, alla distanza del campo dal corpo idrico, alla gestione dei trattamenti, alle caratteristiche del suolo (CO%, tessitura, pH, *bulk density*, profondità del canale drenante) e ai dati climatici (MARS database) quali temperature minime e massime, precipitazioni, velocità del vento, a cadenza giornaliera e per un arco temporale di 20 anni.

Quando dalla valutazione dell'esposizione effettuata con i tre Step precedentemente descritti il rischio stimato non risulta accettabile, è possibile l'utilizzo di ulteriori dati e assunzioni che permettano una valutazione di rischio più raffinata e completa, cioè più vicina alle condizioni di effettivo utilizzo in campo. In particolare, è possibile ipotizzare l'utilizzo di misure di mitigazione del rischio per proteggere gli organismi acquatici. Questo tipo di approccio è anche definito Step 4.

Acque superficiali: mitigazione

Lo Step 4, sviluppato in maniera dettagliata nei documenti del gruppo FOCUS *Landscape and Mitigation Factors in Aquatic Ecological Risk Assessment* (Brown *et al.*, 2007a, 2007b), si propone il calcolo delle PEC_{sw} in condizioni più realistiche rispetto allo Step 3 per quanto riguarda la metodologia colturale, il suolo, il clima, la tipologia dei campi, la topografia ed il tipo di corpo idrico. È inoltre possibile, in questo Step, prevedere misure di mitigazione adatte

a ridurre il carico di prodotti nelle acque superficiali dovuto a fenomeni di deriva, ruscellamento e drenaggio. A seconda del tipo di mitigazione considerata, è possibile identificare la riduzione della contaminazione. Ad esempio, per la deriva possono essere previste zone cuscinetto (*buffer zones*), tra il campo e il corpo idrico, nelle quali non sia effettuato il trattamento spray, oppure tecniche di riduzione della deriva come frangi-vento, sensori, ugelli antideriva a pre-camera, ad iniezione d'aria o a getto asimmetrico (detti "di fine barra"), schermature dei getti da azionare quando si opera sull'ultimo filare dell'appezzamento, manica d'aria per barre irroratrici, sistema di irrorazione a "tunnel", schermatura dei getti per gli atomizzatori ad aeroconvezione, ecc.

Il ruscellamento può essere controllato per mezzo di restrizioni relative al periodo e al metodo di applicazione, prediligendo l'incorporazione nel terreno, oppure tramite *buffer zones* cioè aree coperte di vegetazione, oppure di riduzioni delle applicazioni, sia in numero sia in dose, nelle zone più vulnerabili.

Queste misure di mitigazione sono introdotte nella modellistica come una riduzione percentuale del quantivo di principio attivo disponibile alla contaminazione. A livello europeo sono state definite delle percentuali di riduzioni di riferimento associate alle diverse misure di mitigazione del rischio (Brown *et al.*, 2007a, 2007b). Attualmente, un gruppo *ad hoc* della Commissione Consultiva Prodotti Fitosanitari sta mettendo a punto un documento che metterà in relazione le diverse tipologie di intervento (fascia di rispetto, lavorazione conservativa) con le relative percentuali di riduzioni di prodotto disponibile alla contaminazione dei corpi idrici. Questo tipo di mitigazione verrà poi riportato in etichetta, in modo tale che l'utilizzatore sappia quali sono gli interventi necessari alla protezione dei corpi idrici superficiali. L'etichetta è infatti la sintesi di un profondo lavoro di valutazione dei possibili rischi derivanti dall'uso di un prodotto fitosanitario in agricoltura. Pertanto, quando in etichetta si ritroveranno frasi come:

- *per proteggere gli organismi acquatici non applicare su suoli nudi con pendenza superiore al 4%;*
- *per proteggere gli organismi acquatici non applicare in vigneti e frutteti in assenza di inerbimento.*

il messaggio rivolto all'utilizzatore è quello di prestare attenzione al rischio di contaminazione delle acque superficiali posto dal ruscellamento. Dalla valutazione effettuata in sede di autorizzazione, questo rischio per gli organismi acquatici può essere reso accettabile solo nelle condizioni sopra descritte.

Bibliografia

Direttiva del Consiglio del 15 luglio 1991 relativa all'immissione in commercio dei prodotti fitosanitari (91/414/CEE).

Adriaanse P, Allen R, Gouy V, Hollis J, Hosang J, Jarvis N, Jarvis T, Klein M, Layton R, Linders J, Schäfer H, Smeets L, Yon D (1997). Surface Water Models and EU Registration of Plant Protection Products. *European Commission Document 6476/VI/97*.

Brown C, Alix A, Alonso-Prados J L, Auteri D, Gril J J, Hiederer R, Holmes C, Huber A, de Jong F, Liess M, Loutseti S, Mackay N, Maier W M, Maund S, Pais C, Reinert W, Russell M, Schad T, Stadler R, Streloke M, Styczen M, van de Zande J (2007a). Landscape and mitigation factors in aquatic ecological risk assessment. Volume 1. Extended Summary and Recommendations. *The Final Report of the FOCUS Working Group on Landscape and Mitigation Factors in Ecological Risk Assessment*.

Brown C, Alix A, Alonso-Prados J L, Auteri D, Gril J-J, Hiederer R, Holmes C, Huber A, de Jong F, Liess M, Loutseti S, Mackay N, Maier W M, Maund S, Pais C, Reinert W, Russell M, Schad T, Stadler R, Streloke M, Styczen M, van de Zande J (2007b). Landscape and mitigation factors in aquatic ecological risk assessment. Volume 2. Detailed Technical Reviews. *Final Report of the FOCUS Working Group on Landscape and Mitigation Factors in Ecological Risk Assessment*.

Linders J, Adriaanse P, Allen R, Capri E, Gouy V, Hollis J, Jarvis N, Klein M, Lolos P, Maier W-M, Maund S, Pais C, Russell M, Smeets L, Teixeira J L, Vizantinopoulos S, Yon D (2002). 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-rev.1. 221 pp.

Rautmann D, Streloke M, Winkler R (2001). New basic drift values in the authorisation procedure for plant protection products. In: Forster R., Streloke M. (editors). *Workshop on Risk Assessment and Risk Mitigation Measures in the Context of the Authorization of Plant Protection Products (WORMM)*. *Mitt Biol Bundesanst Lend-Forstwirtschaft*, Berlin-Dahlem, (DE), 383, pp 133-141.

RAPPORTO NAZIONALE SULLA PRESENZA DI RESIDUI DI PRODOTTI FITOSANITARI NELLE ACQUE

PARIS P., DE SANTIS T., ESPOSITO D., GIULIANI R., PACE E.

*Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA)-Via Vitaliano Brancati, 48 00144 Roma
E-mail: pietro.paris@isprambiente.it*

Riassunto

L'ISPRA, in continuità con quanto fatto dall'Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici (APAT) a partire dal 2003, coordina il piano nazionale di monitoraggio dei prodotti fitosanitari nelle acque superficiali e sotterranee. L'attività coinvolge le Regioni e le Agenzie regionali per la protezione dell'ambiente, che effettuano le indagini sul territorio e trasmettono i dati all'Istituto, al quale è affidato il compito di indirizzo, valutazione e reporting delle informazioni. In questi anni è stata avviata la razionalizzazione e l'armonizzazione dei monitoraggi regionali e la realizzazione di un sistema nazionale di gestione dell'informazione su questo tema di particolare rilevanza ambientale.

Nella relazione sono presentati i risultati del monitoraggio svolto nel 2006, tratti dall'ultimo rapporto annuale pubblicato dall'Istituto. I dati riguardano complessivamente 3.403 punti di monitoraggio e 11.703 campioni, con un sensibile incremento, rispetto agli anni precedenti, della copertura territoriale e della significatività delle indagini. I risultati confermano e rendono più evidente uno stato di contaminazione già segnalato in precedenza. Per alcune delle sostanze la contaminazione è molto diffusa e interessa sia le acque superficiali sia quelle sotterranee di diverse regioni e prefigura la necessità di interventi di mitigazione.

Parole chiave

Prodotti fitosanitari; Pesticidi; Monitoraggio; Esposizione; Valutazione del rischio.

Summary

National report of water pesticide residues contamination in Italy

ISPRA, continuing what has been done by APAT since 2003, is coordinating the national plan for monitoring of pesticides in surface water and groundwater. The activity involves Regions and Regional Agencies for the Protection of the Environment, carrying out investigations and transmitting data to the Institute, that has tasks of technical support, evaluation and reporting of information.

During these years it has been started the implementation of a comprehensive system of monitoring and information management and the harmonization of regional monitoring programs concerning this subject of particular environmental importance.

This document shows the results of monitoring done in 2006, presented in the annual report recently published by the Institute. The data related to 2006 cover 3403 monitoring points, for a total of 11703 samples, with a significant increase of the coverage and the significance

of the investigation, compared to previous years. The data confirm the level of contamination already revealed in previous years. For some substances the contamination is widespread and affects both surface water and groundwater of different regions and foreshadows the need for mitigation.

Keywords

Pesticides; Monitoring; Exposure; Risk assessment.

Introduzione

I prodotti fitosanitari sono le sostanze chimiche impiegate per la protezione delle piante e per la conservazione dei prodotti vegetali e comprendono le sostanze attive che esplicano la specifica funzione desiderata (erbicida, insetticida, fungicida, acaricida, ecc.) e i prodotti ausiliari utilizzati nelle formulazioni commerciali (coadiuvanti, adesivanti, bagnanti, solventi, ecc.). Ogni anno in Italia vengono adoperati circa 150.000 tonnellate di prodotti fitosanitari¹; l'uso interessa approssimativamente il 70% della superficie agricola utilizzata, pari a circa 13.000.000 ettari.

Pur non essendo in discussione i benefici, l'utilizzo di queste sostanze pone problemi a causa dei possibili effetti negativi sull'uomo e sull'ambiente. La maggior parte di esse, infatti, è costituita da molecole di sintesi concepite per combattere organismi nocivi e per questo generalmente pericolose per tutti gli organismi viventi. In funzione delle caratteristiche molecolari, delle condizioni di utilizzo e di quelle del territorio, queste sostanze possono essere ritrovate nei diversi comparti dell'ambiente (aria, suolo, acqua) e nei prodotti agricoli, e possono costituire un rischio per l'uomo e per gli ecosistemi, con un impatto immediato e nel lungo termine.

Notevole è l'impegno a livello scientifico e normativo per definire un sistema di controllo mirato a ridurre i rischi derivanti dall'uso di queste sostanze, con l'obiettivo di uno sviluppo sostenibile che tenga conto delle esigenze di produzione e sviluppo tecnologico e delle necessarie garanzie di salvaguardia della salute e dell'ambiente. La Direttiva 91/414/CEE del 15 luglio 1991 (recepita nell'ordinamento nazionale con il Decreto Legislativo 17 marzo 1995, n. 194) è lo strumento normativo che ha regolato fino ad oggi il processo autorizzativo per l'immissione in commercio dei prodotti fitosanitari. L'autorizzazione di una sostanza è rilasciata dopo un'approfondita valutazione preventiva della sua sicurezza, quando non si

¹ Nel 2006 sono state immesse sul mercato 148.995 tonnellate di formulati commerciali con un contenuto di sostanze attive pari a 81.450 tonnellate (Fonte ISTAT).

evidenziano rischi inaccettabili. La direttiva, che ha introdotto il concetto di rischio per l'ambiente nella valutazione della sicurezza delle sostanze, precedentemente basata essenzialmente sugli aspetti sanitari, ha prodotto l'immissione in commercio di nuove molecole, più sicure e con azione più specifica per le colture, e ha portato alla dismissione di centinaia di composti più pericolosi e obsoleti.

L'inquinamento di origine agricola è di tipo diffuso, interessa grandi estensioni territoriali e segue percorsi dipendenti dal carattere sparso e casuale degli eventi idrologici e dalle vie di drenaggio. Tutto questo rende problematico il monitoraggio dei residui di prodotti fitosanitari nelle acque superficiali e sotterranee. Altro problema fondamentale da affrontare è l'individuazione delle sostanze su cui concentrare prioritariamente i controlli. Sono circa 350, infatti, le sostanze attive annualmente impiegate in Italia, presenti con diverse formulazioni in alcune migliaia di prodotti commerciali. Alcune di queste sostanze, peraltro, sono anche impiegate nei prodotti biocidi, utilizzati in vari campi (disinfettanti, conservanti del legno, pesticidi per uso non agricolo, antiincrostanti, ecc.). Se da un punto di vista regolamentare le due categorie di prodotti sono distinte e fanno capo a contesti normativi diversi, quando si parla di residui nelle acque, la distinzione non è più possibile e si usa il termine pesticida, che comprende tutte le sostanze utilizzate per combattere gli organismi nocivi, ed è usato a livello internazionale e recepito in questo senso anche nella normativa europea e nazionale.

L'ISPRA, in continuità con quanto fatto dall'APAT a partire dal 2003 nel contesto del "Piano di controllo degli effetti ambientali dei prodotti fitosanitari"², realizza annualmente il rapporto nazionale sulla presenza di residui di prodotti fitosanitari nelle acque, al fine di rilevare effetti non previsti nella fase autorizzativa delle sostanze e di fornire su base regolare le informazioni sulla qualità della risorsa idrica in relazione a tale tematica. Il rapporto è il risultato di una complessa attività che coinvolge le Regioni e le Province autonome e le rispettive Agenzie per la protezione dell'ambiente, che realizzano le indagini sul territorio, e l'ISPRA, che svolge un'attività di indirizzo e coordinamento, di valutazione e reporting dei dati. L'attività di indirizzo svolta dall'ISPRA è stata finalizzata a fornire le basi conoscitive e i presupposti tecnici per la realizzazione del piano, attraverso la predisposizione di documenti

² Piano per il controllo e la valutazione di eventuali effetti derivanti dall'utilizzazione dei prodotti fitosanitari sui comparti ambientali vulnerabili, previsto dal Decreto Legislativo 17 marzo 1995, n. 194 (Attuazione direttiva 91/414/CEE in materia di immissione in commercio dei prodotti fitosanitari) e reso operativo con l'Accordo Stato-Regioni 8 maggio 2003, che ne stabiliva le modalità attuative nel triennio 2003-2005.

e linee guida. In questo compito l'Istituto si è giovato del lavoro metodologico e ricognitivo svolto dal gruppo di lavoro "Fitofarmaci" attivo nell'ambito del sistema delle agenzie ambientali fin dal 1997. Il piano, riorientando le indagini sulle sostanze utilizzate nel territorio e individuando le priorità in relazione ai potenziali rischi ambientali, ha posto le premesse per razionalizzare e armonizzare i programmi regionali di monitoraggio, in precedenza disomogenei, sia per quanto riguarda la densità della rete e la frequenza dei campionamenti, sia, soprattutto, per quanto riguarda il numero delle sostanze cercate.

L'ultimo rapporto realizzato è relativo al monitoraggio 2006 e raccoglie i dati di 19 regioni/province autonome che hanno trasmesso le informazioni all'Istituto. Nei quattro anni di indagini finora svolte, c'è stata una sensibile evoluzione nei controlli effettuati (Figura 1), con un aumento della copertura territoriale e della significatività delle indagini, che tuttavia non consentono ancora di avere un quadro nazionale completo della contaminazione delle acque da prodotti fitosanitari, specialmente per quanto riguarda il centro e il sud Italia.

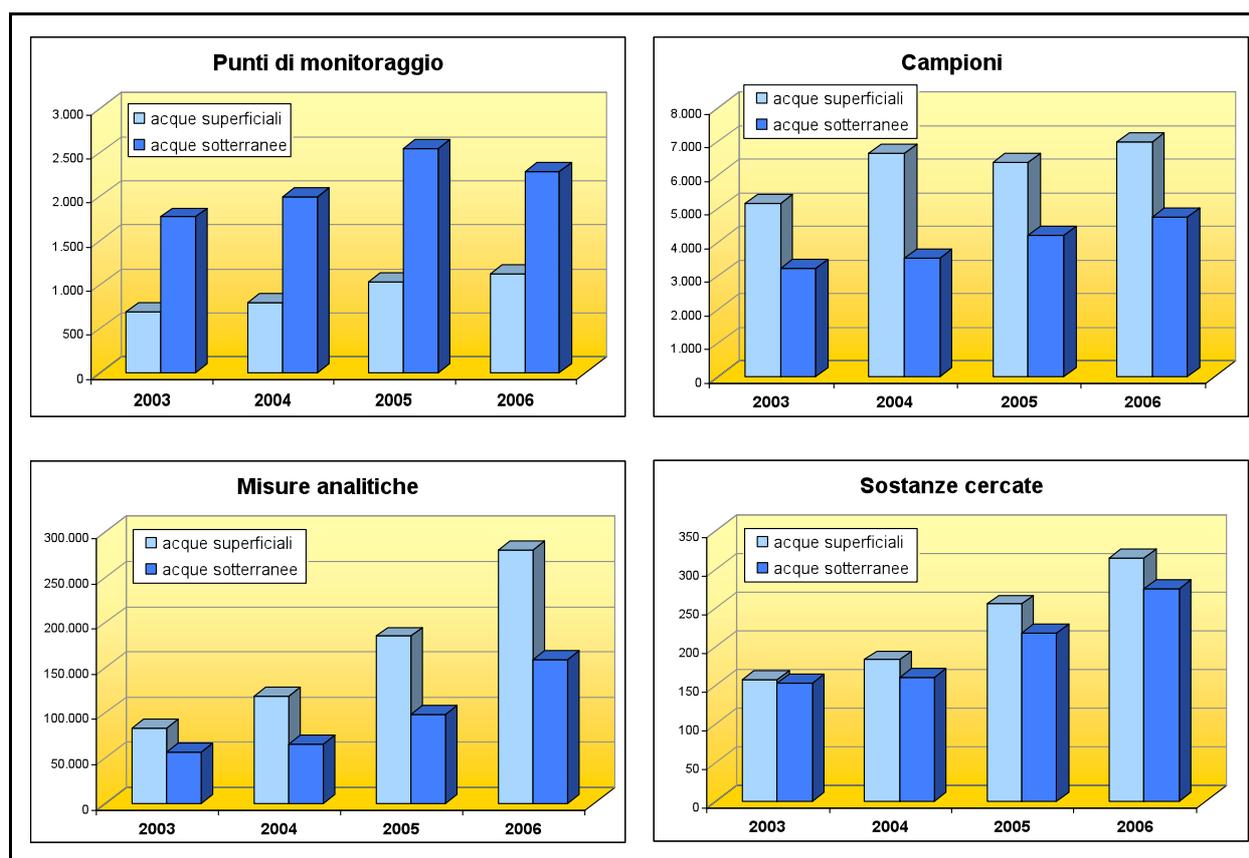


Figura 1. Controlli effettuati nel periodo 2003 – 2006.

Lo stato nazionale dei controlli è illustrato nella Tabella 1, dove per ogni regione è riportato il numero di punti di monitoraggio, la frequenza dei campionamenti, il numero di sostanze cercate, accanto all'intervallo dei limiti di rivelabilità (LR) dichiarati dai laboratori analitici.

Va detto che i dati di alcune regioni non provengono ancora da indagini mirate, ma si riferiscono quasi esclusivamente agli organo-clorurati storici, in alcuni casi fuori commercio da anni³. A questo va aggiunta la necessità di un aggiornamento dei programmi regionali di monitoraggio, che generalmente non tengono conto delle sostanze immesse sul mercato in tempi recenti.

Tabella 1. Stato dei controlli regionali 2006.

| REGIONE | LR (µg/L) | | ACQUE SUPERFICIALI | | | | ACQUE SOTTERRANEE | | | |
|-------------------|-----------|---------|-----------------------|---------------------------|------------|---------------------|-----------------------|---------------------------|------------|---------------------|
| | Min | Max | punti monitoraggio | punti/1000km ² | camp./anno | sostanze cercate | punti monitoraggio | punti/1000km ² | camp./anno | sostanze cercate |
| Abruzzo | 0,0100 | 2,0000 | 55 | 5,1 | 2,5 | 58 | 82 | 7,6 | 2,4 | 48 |
| Basilicata | 1,0000 | 40,0000 | 15 | 1,5 | 10,9 | 20 | | | | |
| Campania | | | 42 | 3,1 | 1,5 | 29 | 7 | 0,5 | 1 | 9 |
| Emilia Romagna | 0,0100 | 0,1000 | 73 | 3,3 | 11,6 | 65 | 207 | 9,4 | 1,9 | 65 |
| Friuli V. G. | 0,0100 | 0,0500 | 22 | 2,8 | 2,4 | 18 | 90 | 11,5 | 1,9 | 15 |
| Lazio | 0,0010 | 0,2000 | 6 | 0,3 | 7,2 | 43 | 25 | 1,5 | 7 | 45 |
| Liguria | 0,0003 | 0,1215 | 8 | 1,5 | 6 | 78 | | | | |
| Lombardia | 0,0001 | 1,0000 | 169 | 7,1 | 4,9 | 55 | 339 | 14,2 | 1,6 | 44 |
| Marche | 0,0100 | 0,0100 | | | | | 45 | 4,6 | 2 | 25 |
| Molise | 0,0300 | 0,2000 | 62 | 14 | 6 | 9 | 175 | 39,4 | 4,3 | 4 |
| Piemonte | 0,0200 | 0,0500 | 138 | 5,4 | 11,2 | 50 | 600 | 23,6 | 1,9 | 48 |
| Puglia | 0,1000 | 0,1000 | 2 | 0,1 | 12 | 6 | | | | |
| Sicilia | 0,0007 | 10,0000 | 94 | 3,6 | 5,2 | 125 | | | | |
| Toscana | 0,0100 | 0,2500 | 178 | 7,7 | 3,6 | 220 | 299 | 13 | 1,9 | 218 |
| Umbria | 0,0100 | 0,0500 | 13 | 1,5 | 2,7 | 73 | 194 | 22,9 | 1,8 | 73 |
| Valle D'Aosta | 0,0200 | 0,0200 | 11 | 3,4 | 2 | 65 | | | | |
| Veneto | 0,0010 | 0,5000 | 197 | 10,7 | 8 | 77 | 182 | 9,9 | 1,6 | 62 |
| Prov. Bolzano | 0,0500 | 0,0500 | 14 | 1,9 | 1,2 | 47 | 19 | 2,6 | 1,7 | 47 |
| Prov. Trento | 0,0300 | 0,0500 | 24 | 3,9 | 3,1 | 66 | 16 | 2,6 | 2 | 66 |

Altro problema importante è la necessità di procedere a una migliore armonizzazione delle prestazioni dei laboratori regionali, in particolare per quanto riguarda i limiti di rivelabilità,

³ Il D.Lgs. 152/99, abrogato dal D.Lgs 152/2006, individuava tra le sostanze da monitorare ai fini della valutazione della qualità dei corpi idrici i pesticidi organoclorurati (HCH, dieldrin, aldrin, DDT, eptacoloro, endrin, esaclorobenzene, paration, eptacoloro epossido, isodrin, esaclorobutadiene).

che in qualche caso risultano inadeguati; da evidenziare, inoltre, l'assenza di metodiche analitiche per alcune sostanze.

Risultati

Livelli di contaminazione

I dati 2006 confermano e rendono più evidente uno stato di contaminazione già rilevato negli anni precedenti. Per alcune sostanze la contaminazione è molto diffusa, interessa sia le acque superficiali sia quelle sotterranee di diverse regioni e prefigura la necessità di interventi di mitigazione. Sono stati monitorati 3.403 punti, per un totale di 11.703 campioni e 439.305 determinazioni analitiche. Nelle acque superficiali sono stati trovati residui di pesticidi nel 57,3% dei 1.123 punti di monitoraggio; nelle acque sotterranee sono risultati contaminati il 31,0% dei 2.280 punti totali di rilevamento.

Complessivamente sono state cercate 331 sostanze: 315 nelle acque superficiali, 275 in quelle sotterranee. Sono stati rinvenuti 131 pesticidi diversi: 125 nelle acque superficiali, 52 in quelle sotterranee. Tutte le tipologie di sostanze sono presenti nelle acque, ma gli erbicidi e i relativi prodotti di degradazione sono quelle più largamente rinvenute (il 91,5% delle misure positive totali); cosa che si spiega sia con le modalità di utilizzo, che può avvenire direttamente al suolo, sia con il periodo dei trattamenti, in genere concomitante con le precipitazioni meteoriche più intense, che attraverso il ruscellamento e l'infiltrazione ne determinano un trasporto più rapido nei corpi idrici superficiali e sotterranei.

Le sostanze più rilevate nelle acque superficiali sono: Quinclorac, Terbutilazina e il suo metabolita Terbutilazina-desetil, Glifosate, Atrazina e il suo metabolita Atrazina-desetil, Simazina, Metolaclor, Cloridazon, Oxadiazon, Procimidone, Bentazone, Azinfos-metile.

Nelle acque sotterranee le sostanze più rilevate sono: Terbutilazina, Bentazone, Terbutilazina-desetil, Atrazina, Atrazina-desetil, Simazina, 2,6-diclorobenzammide, Metolaclor, Esazinone.

I grafici di Figura 2 riportano le frequenze di rilevamento nei campioni.

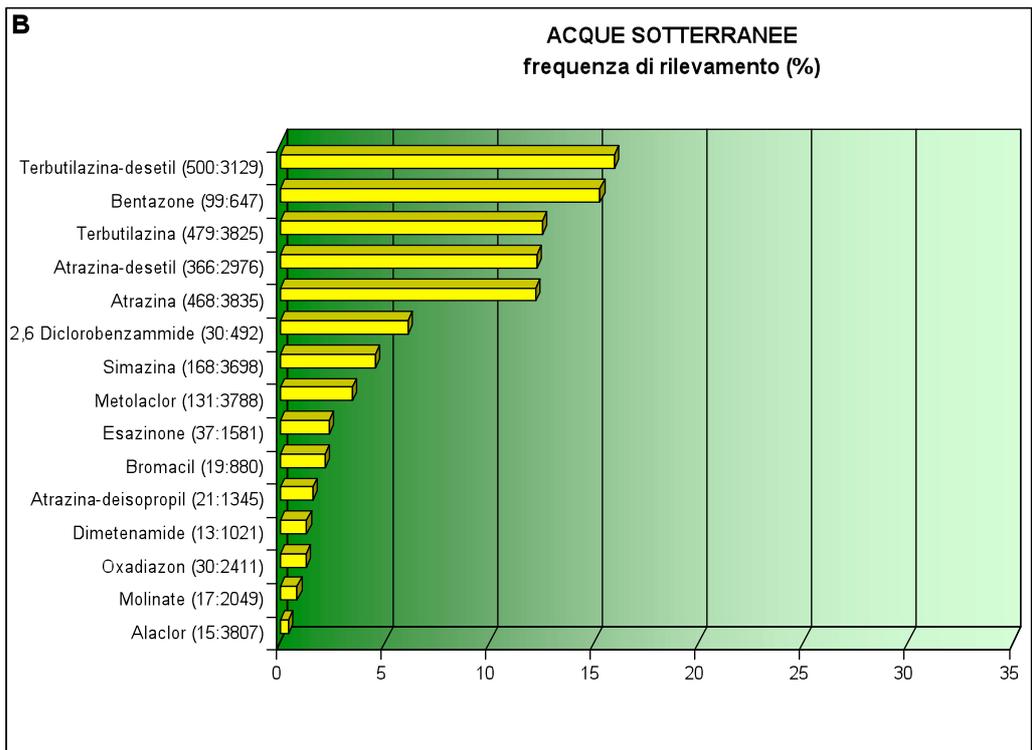
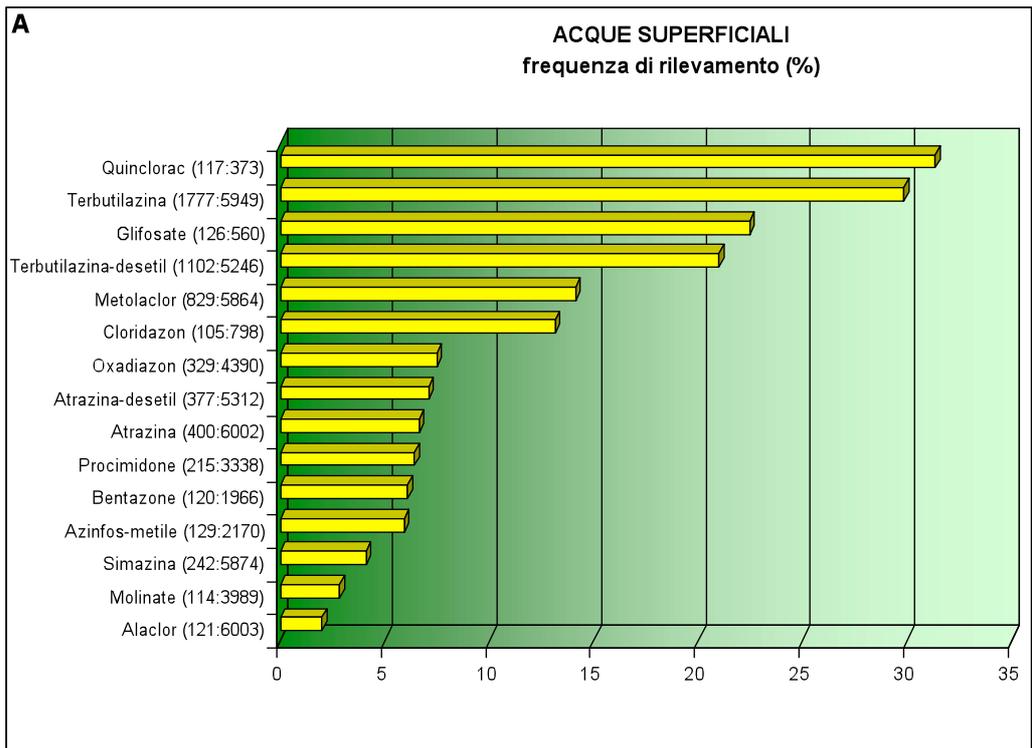


Figura 2. Frequenze di rilevamento nei campioni di acque superficiali (A) e sotterranee (B).

Per valutare la qualità delle acque, le concentrazioni misurate sono state confrontate con i limiti stabiliti per l'acqua potabile (0,1 µg/l per la singola sostanza⁴ e 0,5 µg/l per i pesticidi

⁴ Per aldrin, dieldrin, eptacloro ed eptacloro-epossido il limite di riferimento è 0,03 µg/l.

totali). Ciascun campione è classificato in base alla sostanza presente in concentrazione più elevata ed è il campione peggiore a determinarne la classificazione di una data stazione di monitoraggio. In Figura 3 è riportata la situazione dei livelli di contaminazione per l'insieme dei punti di monitoraggio delle acque superficiali e sotterranee.

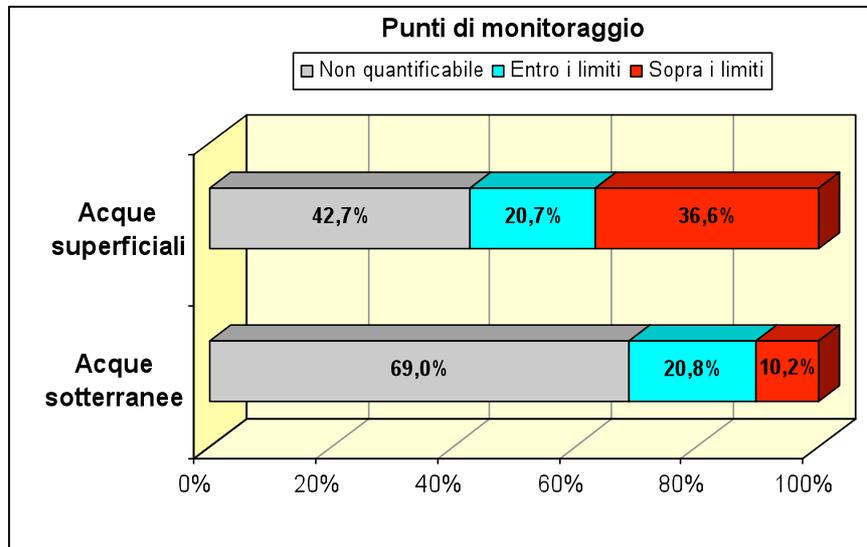


Figura 3. Livelli di contaminazione dei punti di monitoraggio.

Un risultato è non quantificabile quando non ci sono misure analitiche superiori al limite di quantificazione; condizione che, oltre a indicare, ovviamente, l'assenza di residui, può risentire sia del fatto che i limiti di rivelabilità analitici sono inadeguati, sia del fatto che le sostanze indagate sono poche e non rappresentative degli usi sul territorio.

Nelle acque superficiali, su un totale di 1.123 punti di monitoraggio, 479 (42,7%) hanno un risultato non quantificabile; 233 punti (20,7%) hanno concentrazioni inferiori al limite; 411 punti (36,6%) hanno concentrazioni superiori al limite.

Nelle acque sotterranee, su 2.280 punti di campionamento, 1.573 (69,0%) hanno risultati non quantificabili; 475 (20,8%) hanno concentrazioni inferiori al limite; 232 punti (10,2%) hanno concentrazioni superiori al limite.

La georeferenziazione sul territorio nazionale dei punti di monitoraggio con i relativi livelli di contaminazione è riportata in Figura 4: sono evidenti le lacune soprattutto nelle regioni del centro-sud.

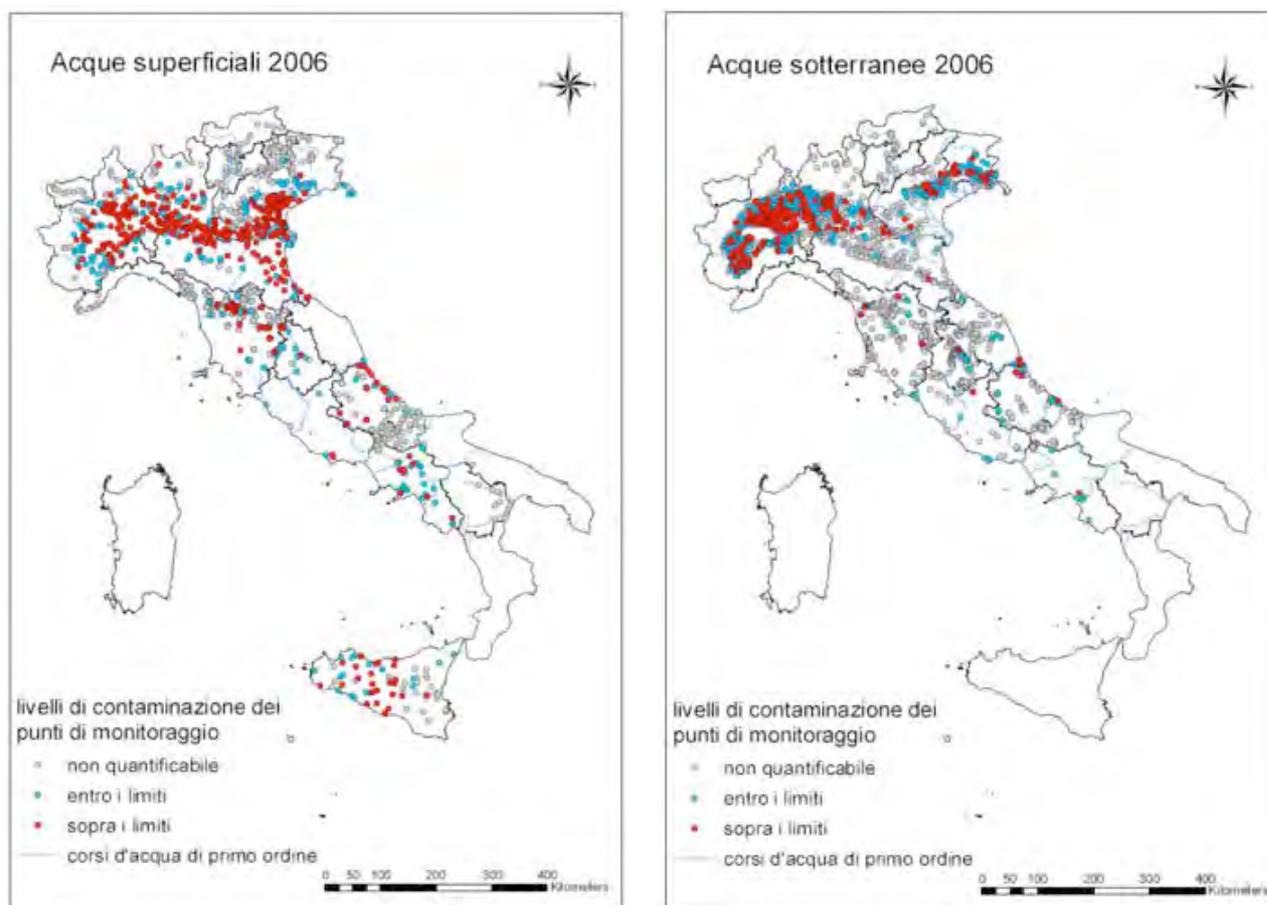


Figura 4. Cartografia dei punti di monitoraggio con l'indicazione dei livelli di contaminazione.

Acque sotterranee

La presenza di pesticidi nelle acque sotterranee dipende sia dalle proprietà fisico-chimiche delle sostanze sia dalle caratteristiche geologiche del terreno. Sostanze molto solubili e con un basso rapporto di ripartizione tra materia organica e acqua (K_{oc}) sono meno trattenute dal terreno e hanno maggiore probabilità di raggiungere la falda. La natura litologica delle unità stratigrafiche, la composizione granulometrica e la soggiacenza della falda rispetto alla superficie costituiscono importanti fattori di protezione dell'acquifero. In linea generale, la falda superficiale, poco protetta, è generalmente più esposta alla contaminazione, mentre la presenza di strati di terreno relativamente impermeabili con granulometria fine proteggono considerevolmente gli acquiferi più profondi.

Altri fattori che influenzano la possibilità che un contaminante raggiunga la falda sono il tipo di rilascio e l'azione di processi degradativi. Un rilascio puntuale (ad esempio uno sversamento) determina generalmente una infiltrazione più rapida e profonda di contaminanti nel terreno; inoltre la maggior parte dei processi degradativi dei pesticidi si concentrano negli

strati più superficiali del suolo. La presenza in falde profonde di sostanze poco persistenti può essere, ad esempio, il risultato di una percolazione rapida, dovuta a una sorgente puntiforme. È utile fare una valutazione separata della contaminazione delle falde superficiali, più esposte, rispetto a quelle profonde, generalmente utilizzate come riserve idropotabili. L'analisi è stata eseguita per le regioni Piemonte, Lombardia e Veneto, che hanno fornito le informazioni sulla profondità e sul livello di protezione degli acquiferi. Nella Tabella 2 sono riportate le frequenze di rilevamento per tipologia di falda, nella Figura 5 ci sono le cartografie dei punti di monitoraggio con i relativi livelli di contaminazione. Nelle falde profonde, in particolare, è stata rilevata la presenza di Atrazina, Terbutilazina, Simazina e dei metaboliti Atrazina-Desetil e Terbutilazina-Desetil. Rilevante è, inoltre, la presenza di Bentazone nelle aree risicole del Piemonte e della Lombardia (Caputo e Esposito, 2006).

Tabella 2. Frequenze di rilevamento per tipologia di falda.

| acque sotterranee | frequenza di rilevamento | | | | |
|---------------------------|--------------------------|----------|------------|------------|--------------|
| | Punti monitoraggio | Presenze | % presenze | > 0,1 µg/L | % > 0,1 µg/L |
| falde superficiali | 840 | 482 | 57,4 | 179 | 21,3 |
| falde profonde | 256 | 64 | 25,0 | 14 | 5,5 |
| totale | 1096 | 546 | 49,8 | 193 | 17,6 |

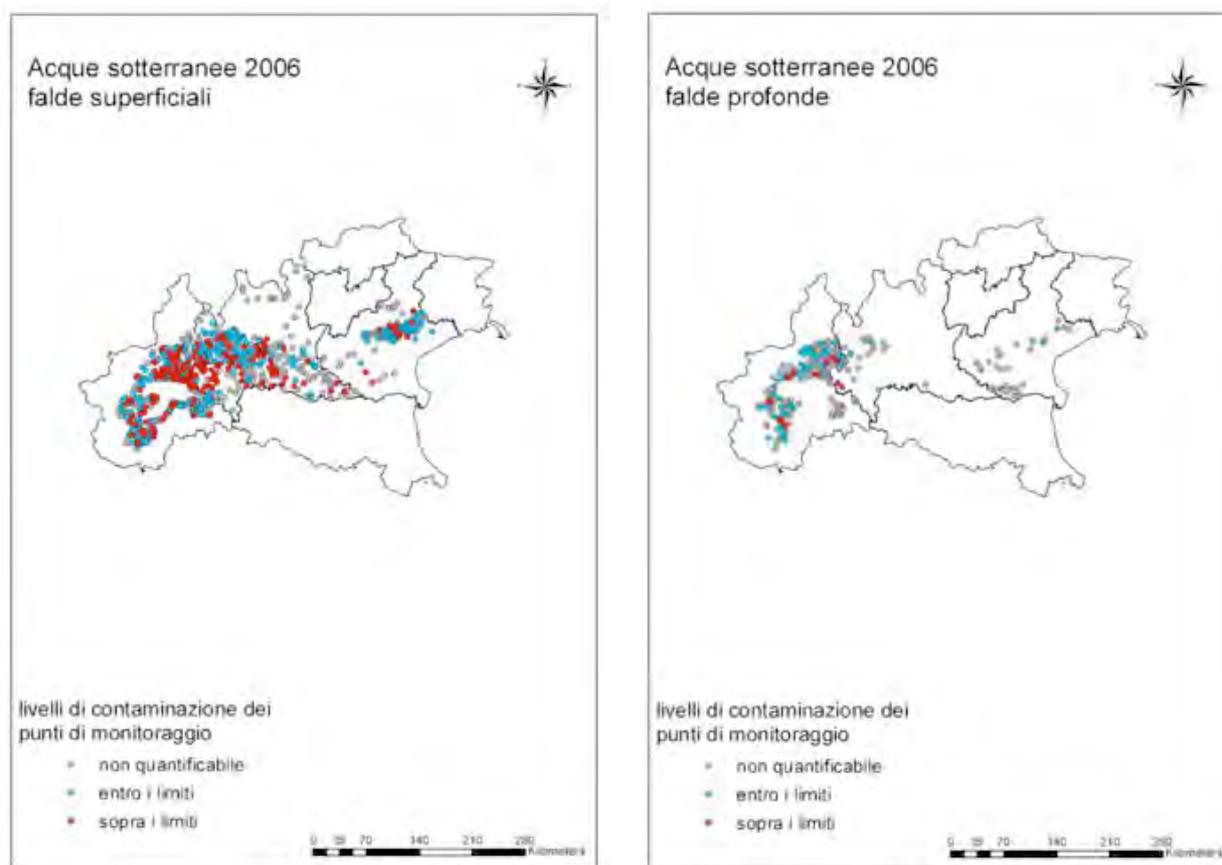


Figura 5. Punti di monitoraggio e livelli di contaminazione delle falde superficiali e profonde.

Caratteristiche dell'esposizione

La valutazione del rischio per l'uomo e l'ambiente derivante dalla presenza di pesticidi nelle acque deve tenere conto di una serie di condizioni che caratterizzano l'esposizione, quali: la stagionalità del fenomeno, con un andamento dei livelli di concentrazione che risente dei periodi di utilizzo agronomico e dei fenomeni meteorici; la presenza di prodotti di degradazione rilevanti dal punto di vista tossicologico; la presenza di miscele di sostanze con la possibilità di effetti cumulativi.

Stagionalità

La concentrazione e il numero dei pesticidi rinvenuti nei corsi d'acqua superficiali è soggetta a un andamento stagionale correlabile ai periodi di utilizzo agronomico e alle precipitazioni meteoriche con il conseguente dilavamento dei terreni. Ogni corso d'acqua ha un andamento stagionale tipico, in relazione alle caratteristiche del bacino idrografico di cui fa parte e alle coltivazioni praticate. Ai fini della valutazione dei potenziali effetti acuti si fa solitamente

riferimento alla concentrazione di picco, mentre per gli effetti cronici si fa riferimento alla concentrazione mediata su diversi intervalli di tempo a seconda delle diverse specie esposte⁵. La conoscenza degli andamenti stagionali, associata a quella delle fasi di sviluppo degli organismi acquatici, è un elemento essenziale da considerare nella valutazione dell'esposizione. È importante, pertanto, che il monitoraggio sia correlato all'andamento stagionale dei corpi idrici. La serie di dati dal 2003 al 2006 relativi al fiume Po (Figura 6) mostra con regolarità i picchi di concentrazione e del numero dei residui nei campioni nel periodo primaverile ed estivo.

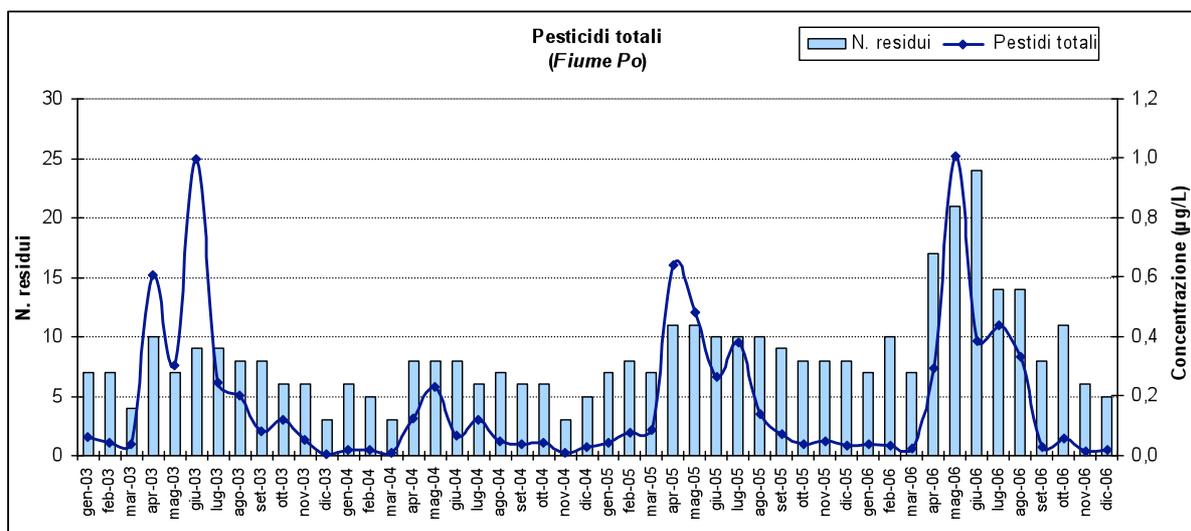


Figura 6. Fiume Po: concentrazione media di pesticidi totali e numero di residui per campione.

Metaboliti

I metaboliti derivano dai processi di degradazione ambientale dei prodotti fitosanitari mediati essenzialmente, ma non esclusivamente, dai sistemi enzimatici endo ed esocellulari dei microorganismi (idrolisi, idrossilazione, riduzione, coniugazione) e da processi di degradazione abiotica (idrolisi, ossidazione, riduzione, fotolisi e termolisi, formazione di dimeri e polimeri) (Bottoni, 2004). In generale, le reazioni di degradazione portano alla detossificazione dei fitofarmaci, ma possono anche portare alla formazione, programmata o accidentale, di metaboliti dotati di proprietà tossicologiche rilevanti, analoghe, superiori oppure del tutto differenti rispetto a quelle dei composti parentali.

⁵ L'USEPA valuta gli effetti acuti sulla base della concentrazione di picco, gli effetti cronici per gli invertebrati sulla media di picco a 21 giorni, e gli effetti cronici per i pesci sulla media di picco a 60 giorni.

Nel 2006 il numero di metaboliti di sostanze attive cercati nelle acque è stato sensibilmente più elevato che in passato, ma è necessario evidenziare ancora la mancanza, nei programmi regionali di monitoraggio, di un criterio di selezione basato sull'uso delle sostanze parentali e su priorità sanitarie e ambientali. Tra i metaboliti più rinvenuti ci sono la Terbutilazina-desetil, l'Atrazina-deisopropil e l'Atrazina-desetil e la 2,6-Diclorobenzammide.

Miscela

Miscela di pesticidi si ritrovano più comunemente nelle acque superficiali rispetto a quelle sotterranee. Nel grafico di Figura 7 è riportata la frequenza di miscela nei campioni. Il 22% dei campioni delle acque superficiali contiene 2 o più sostanze, con una media di 3 e un massimo di 18; nelle acque sotterranee il 15% dei campioni contiene 2 o più sostanze, con una media di 2,3 e un massimo di 8.

La valutazione degli effetti di miscele chimiche sulla salute umana e sull'ambiente è uno dei problemi più complessi a cui devono far fronte ricercatori ed agenzie governative. Oltre ai singoli composti, infatti, si deve tener conto anche delle possibili combinazioni: ad esempio in un campione con 5 composti ci sono 26 combinazioni diverse. La stima del rischio, inoltre, risente dell'inadeguatezza dei dati di tossicità riferiti alla presenza simultanea di più sostanze, le quali, per le proprietà chimiche intrinseche e per il meccanismo di azione biologica, possono influenzare in modo additivo, sinergico o antagonistico la tossicità di un campione.

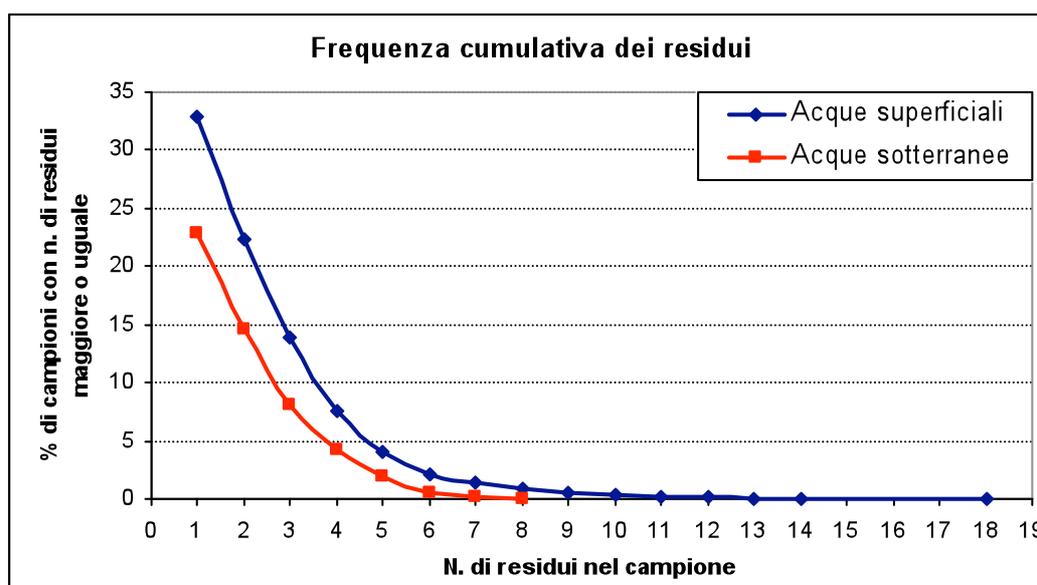


Figura 7. Frequenza di miscele nei campioni.

Problematiche emerse

Nella Tabella 3 sono indicate le frequenze di rilevamento delle sostanze più rinvenute nelle acque. Per alcune di queste è riportata la cartografia dei punti di monitoraggio dove ne è stata riscontrata la presenza con i livelli di contaminazione secondo il criterio precedentemente illustrato.

Tabella 3. Sostanze maggiormente rinvenute nelle acque.

| | SOSTANZE | punti monitoraggio | presenze (%) | > 0,1 µg/L (%) | campioni | presenze (%) | > 0,1 µg/L (%) |
|--------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------|-------------------|----------|-----------------|-------------------|
| Acque superficiali | Quinclorac | 33 | 84,8 | 84,8 | 373 | 31,4 | 22,3 |
| | Terbutilazina | 933 | 51,0 | 27,5 | 5949 | 29,9 | 8,0 |
| | Cloridazon | 82 | 46,3 | 35,4 | 798 | 13,2 | 6,5 |
| | Terbutilazina-desetil | 798 | 44,7 | 16,7 | 5246 | 21,0 | 3,1 |
| | Metolaclor | 909 | 36,6 | 19,9 | 5864 | 14,1 | 4,6 |
| | Glifosate | 157 | 31,8 | 24,8 | 560 | 22,5 | 16,1 |
| | Atrazina-desetil | 790 | 18,0 | 1,9 | 5312 | 7,1 | 0,4 |
| | Oxadiazon | 711 | 17,4 | 9,0 | 4390 | 7,5 | 2,9 |
| | Atrazina | 932 | 17,3 | 1,3 | 6002 | 6,7 | 0,3 |
| | Bentazone | 291 | 14,4 | 8,6 | 1966 | 6,1 | 3,5 |
| | Procimidone | 531 | 14,3 | 3,4 | 3338 | 6,4 | 1,0 |
| | Molinate | 558 | 12,2 | 7,3 | 3989 | 2,9 | 1,6 |
| | Azinfos-metile | 424 | 12,0 | 2,6 | 2170 | 5,9 | 0,9 |
| | Simazina | 919 | 11,8 | 2,6 | 5874 | 4,1 | 0,5 |
| Acque sotterranee | Terbutilazina-desetil | 1710 | 19,8 | 4,0 | 3129 | 16,0 | 2,7 |
| | Bentazone | 406 | 17,0 | 13,1 | 647 | 15,3 | 11,6 |
| | Atrazina | 2025 | 16,7 | 1,4 | 3836 | 12,2 | 1,0 |
| | Atrazina-desetil | 1652 | 15,9 | 2,4 | 2976 | 12,3 | 1,8 |
| | Terbutilazina | 2027 | 15,8 | 2,0 | 3825 | 12,5 | 1,4 |
| | 2,6-Diclorobenzammide | 320 | 7,8 | 3,4 | 492 | 6,1 | 2,2 |
| | Simazina | 1957 | 7,0 | 0,6 | 3698 | 4,5 | 0,3 |
| | Metolaclor | 1987 | 5,1 | 1,2 | 3788 | 3,5 | 1,0 |
| | Esazinone | 938 | 3,2 | 0,5 | 1581 | 2,3 | 0,4 |
| | Atrazina-deisopropil | 740 | 2,7 | 0,3 | 1345 | 1,6 | 0,1 |
| | Bromacile | 483 | 2,7 | 1,4 | 880 | 2,2 | 1,1 |
| | Oxadiazon | 1284 | 1,9 | 1,2 | 2411 | 1,2 | 0,8 |
| | Dimetenamide | 586 | 1,7 | 1,4 | 1021 | 1,3 | 0,9 |
| | Molinate | 1124 | 1,4 | 0,8 | 2049 | 0,8 | 0,4 |

Triazine

Gli erbicidi triazinici e alcuni prodotti della loro degradazione (Atrazina, Simazina, Terbutilazina e i metaboliti Atrazina-desetil, Terbutilazina-desetil) sono fra le sostanze più

frequentemente rinvenute sia nelle acque superficiali sia in quelle sotterranee, con concentrazioni spesso superiori ai limiti delle acque potabili. Le sostanze sono state riscontrate in quasi tutte le regioni dove sono state cercate e la contaminazione è particolarmente diffusa nell'area padano-veneta. Critica appare la contaminazione dovuta alla Terbutilazina, unica sostanza fra le triazine ancora in commercio, utilizzata nel diserbo del mais e del sorgo: è stata trovata nel 51,0% dei punti di campionamento delle acque superficiali e nel 15,8% di quelle sotterranee controllate; la Terbutilazina-desetil è presente nel 44,7% dei punti di monitoraggio delle acque superficiali e nel 19,8% di quelle sotterranee. Il processo di revisione in sede europea si è da poco concluso con la non iscrizione in allegato I della Direttiva 91/414/CEE e la revoca dal commercio entro il 2010. In Italia dal 2008 sono state introdotte fasce di rispetto per i corpi idrici superficiali e limitazioni d'uso nelle aree vulnerabili per la protezione delle acque sotterranee.

Da evidenziare ancora la presenza diffusa in tutta l'area padano-veneta di Atrazina, sostanza vietata in agricoltura da circa due decenni. I dati e le valutazioni effettuate, in particolare la presenza di concentrazioni del metabolita Atrazina-desetil più elevate di quelle del parentale, dimostrano che quella riscontrata è il residuo di una contaminazione storica, dovuta al forte utilizzo della sostanza nel passato e alla sua persistenza nell'ambiente. Nel grafico di Figura 8 sono messe a confronto le concentrazioni di Terbutilazina e Atrazina rilevate nel Po.

Tutte le triazine considerate e i relativi metaboliti sono stati rilevati in percentuali significative anche negli acquiferi profondi per i quali si disponeva di informazioni.

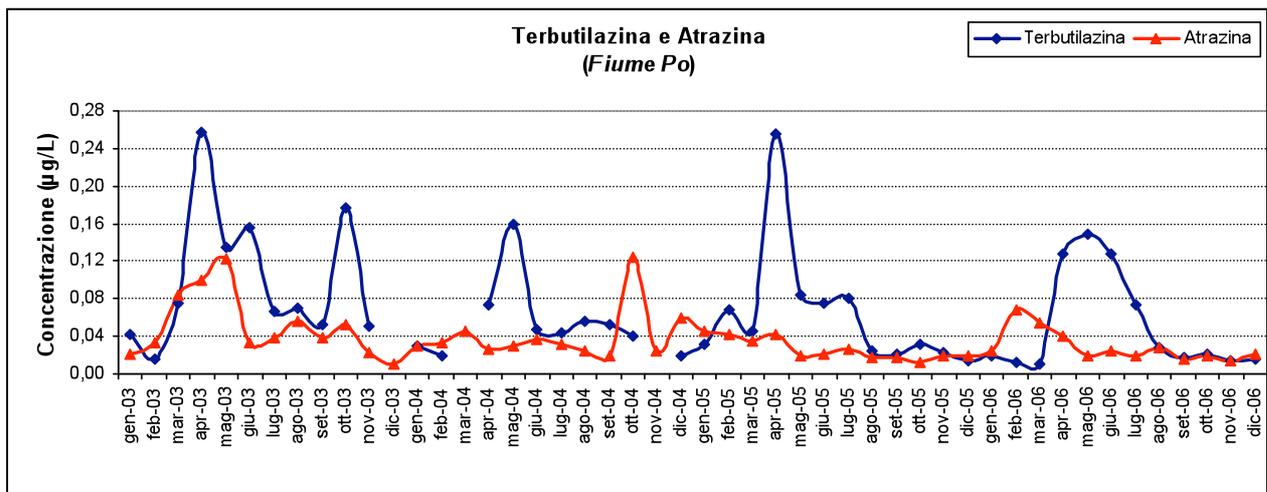


Figura 8. Concentrazioni medie di Atrazina e Terbutilazina nel Po.

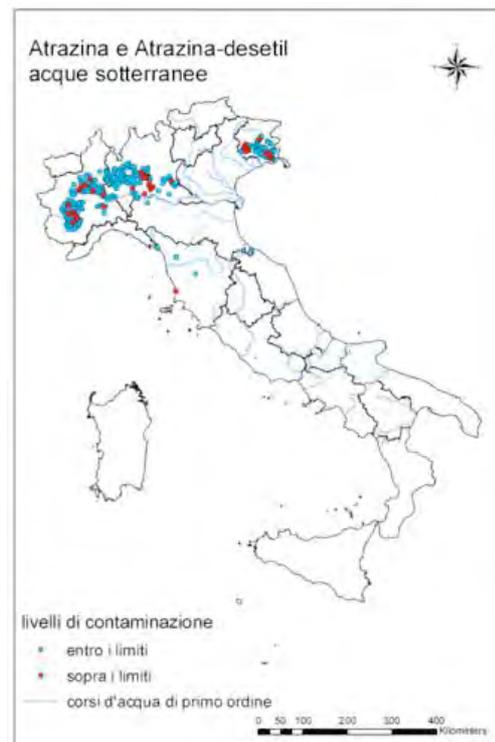


Figura 9. Punti di monitoraggio e livelli di contaminazione relativi a Atrazina e Atrazina-desetil.

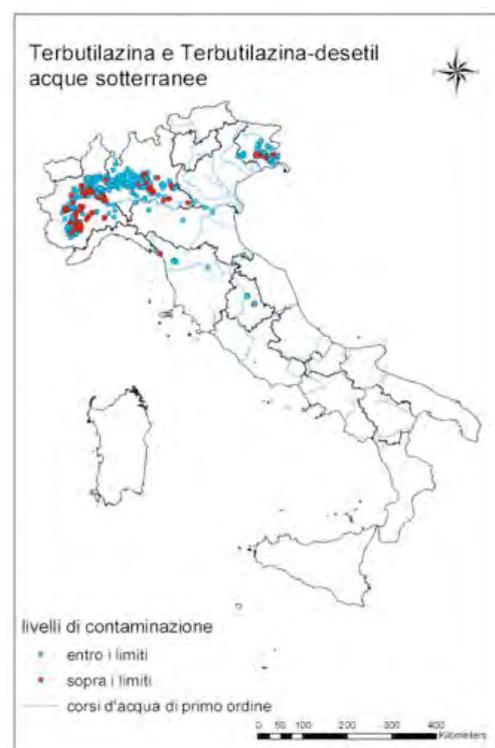


Figura 10. Punti di monitoraggio e livelli di contaminazione relativi a Terbutilazina e Terbutilazina-desetil.

Metolaclor

Il metolaclor è un diserbante selettivo per mais, soia, barbabietola da zucchero, girasole e tabacco. La sostanza è stata revocata in Europa nel 2003 ed è stata sostituita dall'S-metolaclor, diverso solo per il rapporto relativo dei due isomeri presenti: nel metolaclor il rapporto tra l'isomero S (biologicamente attivo) e R è circa 1:1, nel S-metolaclor è circa 9:1. Come evidenziato nel rapporto 2005, i laboratori regionali che eseguono le analisi non differenziano le due forme, in quanto gli stereoisomeri non sono distinguibili mediante le tecniche analitiche attualmente disponibili.

La sostanza è stata largamente riscontrata in tutta l'area padana, ma anche in Toscana, Umbria, Lazio e Abruzzo. Nelle acque superficiali è presente nel 36,6% dei punti campionati, nel 19,9% dei casi con concentrazioni superiori al limite di 0,1 µg/l. Nelle acque sotterranee è presente nel 5,1% dei pozzi (1,2% sopra il limite).

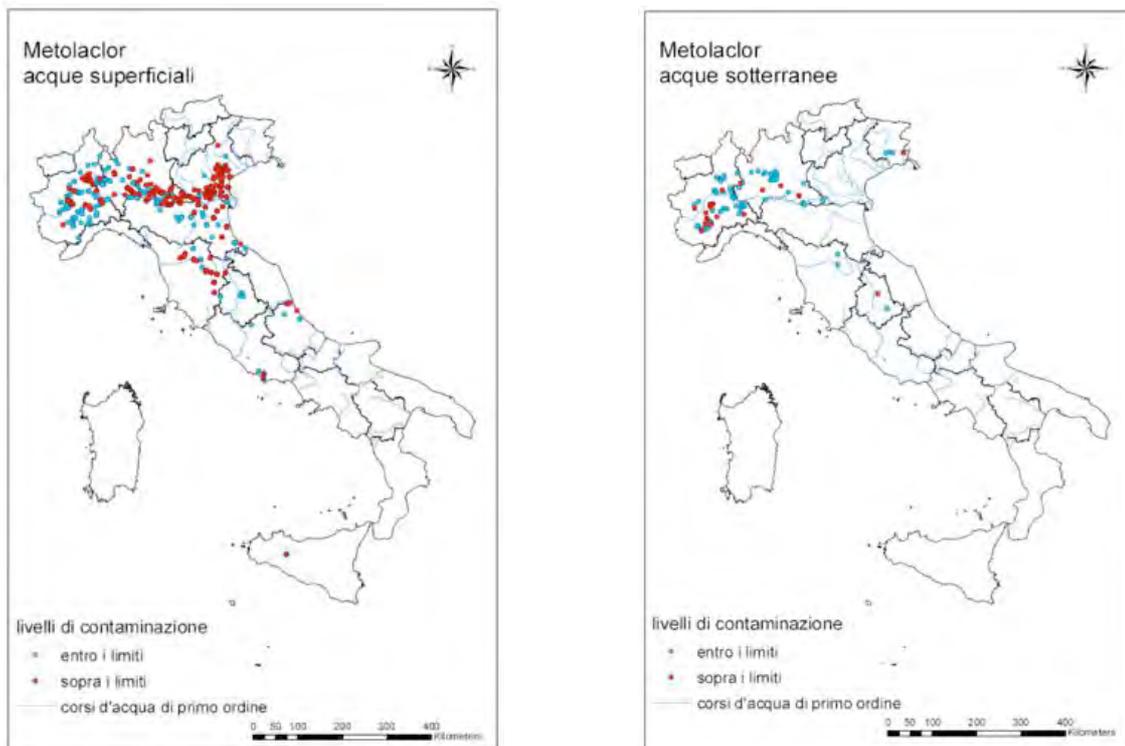


Figura 11. Punti di monitoraggio e livelli di contaminazione relativi a Metolaclor.

Bentazone

Il Bentazone è un erbicida di post-emergenza utilizzato in diverse colture (riso, frumento, mais, pisello e soia). La sostanza è sottoposta a limitazioni di impiego dal 1987, in seguito alla presenza di residui nelle acque di falda destinate al consumo umano. In Piemonte, nel 2007, sono state stabilite limitazioni di impiego in diverse aree regionali e nella coltura del riso in sommersione.

La contaminazione è concentrata nelle zone risicole del Piemonte e della Lombardia. Residui sono presenti nel 17% dei punti di monitoraggio delle acque sotterranee e nel 13,1% dei casi con valori superiori al limite di 0,1 µg/l; significativa è la presenza anche nelle falde profonde.

Glifosate

Il glifosate è un erbicida non selettivo impiegato in colture arboree ed erbacee e anche per usi non agricoli (industriali, civili, argini, scoline, ecc.). Iscritto nell'allegato I della Direttiva 91/414. È una delle sostanze più vendute a livello nazionale e la sua presenza nelle acque è abbondantemente confermata dai dati francesi⁶, ma il monitoraggio in Italia è stato avviato solo nel 2005 in Lombardia. Anche nel 2006 il glifosate e il metabolita AMPA sono stati cercati esclusivamente in Lombardia, dove è presente nel 31,8% dei punti delle acque superficiali (24,8% oltre i limiti).

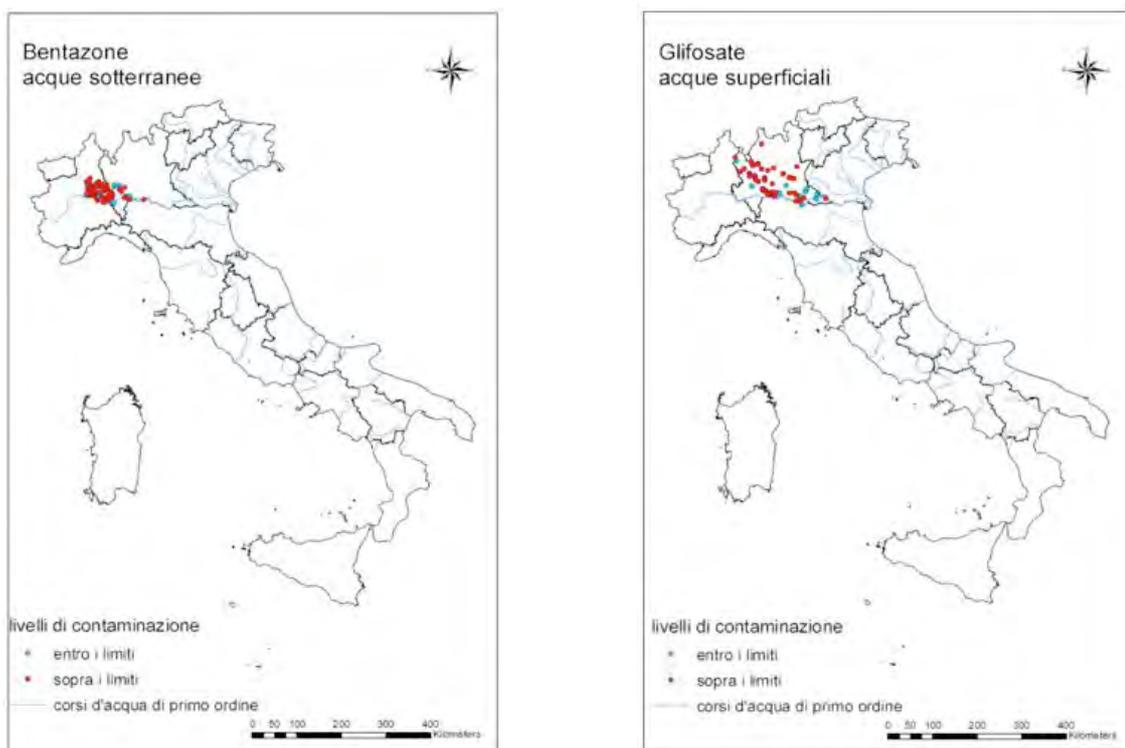


Figura 10. Punti di monitoraggio e livelli di contaminazione relativi Bentazone (acque sotterranee) e Glifosate (acque superficiali).

⁶ Les Pesticides Dans Les Eaux: Données 2005 – Dossiers IFEN, décembre 2007.

Bibliografia

Residui di prodotti fitosanitari nelle acque. Rapporto Annuale, dati 2006. ISBN 978-88-448-0373-5, www.apat.gov.it.

Caputo A, Esposito D (2006). Rapporto APAT: Sostanze prioritarie ai fini della protezione delle acque sotterranee. APAT/RIS/TEC/1-06, www.apat.gov.it.

Bottoni P (Ed) (2004). Problematiche relative ai prodotti fitosanitari e loro metaboliti nelle acque. Rapporti ISTISAN 04/35. 130 pp. ISSN 1123-3117.

Les Pesticides Dans Les Eaux: Données 2005 – Dossiers IFEN, décembre 2007.

Pesticides in the Nation's Streams and Ground Water, 1992-2001. USGS – National Water Quality Assessment Program – Circular 1291.

MISURE DI MITIGAZIONE DEL RISCHIO PER LE ACQUE SUPERFICIALI: ANALISI DEI FORMULATI CON BUFFER ZONE

MAZZINI F., ROSSI R.

*Servizio Fitosanitario Emilia-Romagna
E-mail: fmazzini@regione.emilia-romagna.it*

Riassunto

A seguito del processo di armonizzazione europea delle norme che riguardano i prodotti fitosanitari e, in particolare, della Direttiva 91/414/CEE, i criteri di valutazione delle sostanze attive hanno subito modifiche significative. L'analisi del rischio a carico dell'ambiente ha assunto una importanza significativa: se si riscontrano concentrazioni nocive per organismi non bersaglio, è indispensabile l'inserimento in etichetta di opportune "misure di mitigazione del rischio" riportate nel Decreto 21 luglio 2004 del Ministero della Salute (recepimento della Direttiva 2003/82/CE). La misura di mitigazione del rischio considerata in questo lavoro è quella codificata con la frase: "Per proteggere [gli organismi acquatici/gli insetti/le piante/gli artropodi non bersaglio] rispettare una zona cuscinetto non trattata di (precisare la distanza) da [zona non coltivata, corpi idrici superficiali]". Le informazioni raccolte in questo lavoro hanno lo scopo di mettere in evidenza i vincoli relativi alle buffer zone, che sono già contenuti nelle etichette di alcuni prodotti commerciali, e le ricadute che si determinano su alcune specie coltivate.

Parole chiave

Prodotti fitosanitari; Acque superficiali; Misure di mitigazione del rischio; Buffer zone.

Summary

Risk mitigation measures for superficial waters: commercial formulations with buffer zone

The evaluation criteria of the plant protection products have considerably changed due to the european harmonization, particularly E.U. Directive 91/414. With this respect, the environmental risk analysis is very important. "Risk mitigation measures" as reported in the Decree of 21 July 2004 of the Ministry of Health (E.U. Directive 82/2003) have to be included in the product label, whenever concentration of the a.i. dangerous for non-target organisms are detected. The risk mitigation measure considered in this paper is coded with the following sentence "In order to protect [the non-target aquatic organisms/insects/plants/arthropods] a buffer zone (of distance to be determined) from the crop free area or superficial water has to be left unsprayed". The information collected in this paper aim to underline the buffer zone constraints, already included in some commercial formulations and the consequences they have on some of the most important crops.

Keywords

Plant Protection Products; Superficial water; Risk mitigation measure; Buffer zone.

A seguito del processo di armonizzazione europea delle norme che riguardano i prodotti fitosanitari e, in particolare, della Direttiva 91/414/CEE, le procedure di autorizzazione, immissione in commercio e classificazione hanno subito modifiche significative. Nei criteri di valutazione delle sostanze attive l'analisi del rischio a carico dell'ambiente ha assunto una importanza rilevante. Infatti qualora si determinassero, come risultato finale delle valutazioni nei diversi comparti ambientali, possibili concentrazioni nocive per organismi non bersaglio, diventa indispensabile l'introduzione di opportune misure di mitigazione del rischio. Il Decreto 21 luglio 2004 del Ministero della Salute (recepimento della Direttiva 2003/82/CE), indica le frasi relative alle precauzioni da adottare per assicurare la tutela dell'ambiente. Le frasi, quando necessario, devono essere inserite nelle etichette dei formulati autorizzati.

Nel presente lavoro sono state analizzate diverse "etichette" relative a fungicidi, insetticidi, acaricidi e diserbanti di recente introduzione (a base di sostanze attive "nuove") o recentemente re-registrati in seguito al processo di revisione europea delle sostanze attive "note". Si tratta pertanto di un'analisi aggiornata ma parziale in quanto molti formulati in commercio devono ancora essere valutati secondo i criteri della Direttiva 91/414. Soltanto al termine di questo consistente e complesso lavoro sarà pertanto possibile effettuare un'analisi completa della ricaduta che le misure di mitigazione avranno sulle diverse colture.

La misura di mitigazione del rischio considerata in questo lavoro è quella codificata con la frase: *“Per proteggere [gli organismi acquatici/gli insetti/le piante/gli artropodi non bersaglio] rispettare una zona cuscinetto non trattata di (precisare la distanza) da [zona non coltivata, corpi idrici superficiali]”*.

Le prescrizioni contenute in questa frase tendono a limitare i rischi a carico degli organismi acquatici, degli artropodi e delle piante non bersaglio. In questo caso il vincolo prevede l'individuazione di una zona cuscinetto non trattata (buffer zone) dai corpi idrici superficiali o da un'area non coltivata al fine di limitare i fenomeni di deriva e ruscellamento.

Recentemente la Commissione Consultiva per i prodotti fitosanitari istituita dal Ministero competente in materia di Salute ha approvato la seguente definizione: “sono da considerarsi rilevanti per l'applicazione di misure di mitigazione del rischio, allo scopo di proteggere la vita acquatica, tutti i corpi idrici superficiali, naturali o artificiali, permanenti o temporanei ad eccezione di:

Scoline (fossi situati lungo i campi coltivati per la raccolta dell'acqua in eccesso) ed altre strutture idrauliche artificiali, prive di acqua propria e destinate alla raccolta e al convogliamento di acque meteoriche, presenti temporaneamente;

Adduttori d'acqua per l'irrigazione: rappresentati dai corpi idrici, le cui acque sono destinate soltanto ai campi coltivati;

Pensili: corpi idrici in cui la quota del fondo risulta superiore al piano di campagna di almeno 3,5 metri.

Le informazioni raccolte in questo lavoro hanno lo scopo di mettere in evidenza i vincoli relativi alle buffer zone che già sono contenuti nelle etichette di alcuni prodotti commerciali e le ricadute che si determinano su alcune specie diffusamente coltivate. Va precisato che nel caso di formulati contenenti due o più sostanze attive, la buffer zone è stata generalmente attribuita alla sostanza che riporta il vincolo anche quando è formulata da sola.

L'analisi generale (Tabella 1) evidenzia che le sostanze attive che in etichetta riportano il vincolo di rispettare una buffer zone sono attualmente 50. Tra le diverse tipologie queste misure sono maggiormente contenute nei fungicidi (52%), negli insetticidi (26%) e nei diserbanti (14%).

Tabella 1. Tipologie di sostanze attive con buffer zone in etichetta.

| | Tipologia | N. sostanze attive |
|--------|------------------|---------------------------|
| 1 | Fungicidi | 26 |
| 2 | Insetticidi | 13 |
| 3 | Diserbanti | 7 |
| 4 | Acaricidi | 2 |
| 5 | Fitoregolatori | 1 |
| 6 | Nematocidi | 1 |
| totale | | 50 |

Occorre sottolineare che oltre il 90% delle etichette esaminate prevede le buffer zone per tutelare gli organismi acquatici. La misura di mitigazione maggiormente presente è quindi rappresentata dalla necessità di avere una zona cuscinetto non trattata fra la coltura ed i corpi idrici superficiali. Molto limitate sono al momento le sostanze attive che prevedono zone cuscinetto fra la coltura e le aree non coltivate per tutelare artropodi o piante non bersaglio. Per completezza nel presente lavoro sono state considerate anche queste ultime poche sostanze attive.

Entrando nel dettaglio relativo alle colture si può osservare che la vite possiede il maggior numero di sostanze attive che richiedono il rispetto di buffer zone. La Tabella 2 evidenzia infatti un numero totale di 30 sostanze attive con buffer zone, 21 delle quali sono fungicidi. Rapportando tale dato al numero di fungicidi complessivamente inseriti nei disciplinari di produzione integrata si evidenzia che il 54% dei fungicidi impiegabili sulla vite richiede il rispetto di buffer zone; in particolare tale vincolo riguarda il 72% delle sostanze antiperonosporici, il 66% di quelle antibotritiche ed il 44% di quelle antioidiche. Risulta evidente che nei vigneti che si trovano in prossimità di corpi idrici superficiali il rispetto delle buffer zone diventa un vincolo non più eludibile. L'esigenza di adottare adeguate strategie antiresistenza non consente infatti di realizzare la difesa fungicida con le sole sostanze attive che non prevedono il rispetto di buffer zone.

Su questa coltura le distanze tra la zona trattata e il corpo idrico superficiale variano a seconda dei formulati da 3 a 40 metri.

Tabella 2. Vite, tipologie di sostanze attive con buffer zone in etichetta.

| Colture | Tipo | n. S.A. | Ampiezza B.Z. |
|----------------|-------------|----------------|----------------------|
| Vite | A | 1 | 10 |
| | D | 2 | 5 |
| | F | 21 | 5-30 |
| | I | 6 | 3-40 |
| N. totale | | 30 | |

I: A: acaricidi, D: diserbanti, F: fungicidi, FitoR: fitoregolatori, I: insetticidi.

L'analisi effettuata evidenzia inoltre che tra le colture arboree, le pomacee (Tabella 3) e le drupacee (Tabella 4) hanno un consistente numero di prodotti insetticidi che prevedono il rispetto di buffer zone. Anche in questo caso la dimensione della zona varia da un minimo di 3 metri ad un massimo di 40 metri. Pur se in misura minore rispetto alla vite anche per queste specie la difesa fitosanitaria di impianti prossimi a corpi idrici superficiali deve tenere conto della necessità di rispettare le buffer zone. Il 30% degli insetticidi impiegabili su queste specie, ammessi nei disciplinari di produzione integrata, prevede infatti il rispetto di buffer zone.

Tabella 3. Pomacee, tipologie di sostanze attive con buffer zone in etichetta.

| Colture | Tipo | n. S.A. | Ampiezza B.Z. |
|----------------|-------------|----------------|----------------------|
| Pomacee | A | 2 | 10-30 |
| | D | 1 | 5 |
| | F | 4 | 5-25 |
| | FitoR. | 1 | 5 |
| | I | 10 | 3-40 |
| | N. totale | 18 | |

I: A: acaricidi, D: diserbanti, F: fungicidi, FitoR: fitoregolatori, I: insetticidi.

Tabella 4. Drupacee, tipologie di sostanze attive con buffer zone in etichetta.

| Colture | Tipo | n. S.A. | Ampiezza B.Z. |
|----------------|-------------|----------------|----------------------|
| Drupacee | A | 1 | 30 |
| | D | 1 | 5 |
| | F | 4 | 5-20 |
| | I | 8 | 3-40 |
| | | N. totale | 14 |

I: A: acaricidi, D: diserbanti, F: fungicidi, FitoR: fitoregolatori, I: insetticidi.

Nelle colture orticole, in particolare su patata e pomodoro (Tabella 5), sono 25 le sostanze attive che riportano nel prodotto commerciale una buffer zone con ampiezza variabile da 3 a 40 metri. Anche in questo caso l'incidenza è tutt'altro che trascurabile, sempre tenendo conto delle sostanze attive complessivamente inserite nei disciplinari di produzione integrata si evidenzia che il 25% di queste richiede il rispetto di buffer zone.

Tabella 5. Patata e Pomodoro, tipologie di sostanze attive con buffer zone in etichetta.

| Colture | Tipo | n. S.A. | Ampiezza B.Z. |
|-------------------|-------------|----------------|----------------------|
| Patata e Pomodoro | A | - | - |
| | D | 1 | 5 |
| | F | 14 | 3-20 |
| | I | 9 | 3-40 |
| | N | 1 | 5 |
| | N. totale | 25 | |

I: A: acaricidi, D: diserbanti, F: fungicidi, FitoR: fitoregolatori, I: insetticidi, N: nematocidi.

Per le colture estensive questa tematica interessa in particolare il mais: più precisamente 7 sostanze attive utilizzate nel diserbo di questa coltura richiedono il rispetto di buffer zone. In questo caso la distanza da rispettare dal corpo idrico superficiale varia da 5 a 20 m.

Tenendo conto che oltre l'80% dei formulati in commercio è classificato come pericoloso per l'ambiente è prevedibile che il numero di quelli che prevedono il rispetto di buffer zone sia destinato ad aumentare. Le colture maggiormente interessate dalle buffer zone sono al momento la vite, i fruttiferi (pomacee e drupacee), la patata, il pomodoro e cucurbitacee come melone e cocomero. Si tratta di colture intensive ed irrigue che, proprio per questa ragione, si trovano in aree produttive caratterizzate da una fitta rete di canali irrigui nei quali sono presenti organismi acquatici da proteggere anche attraverso il rispetto delle buffer zone. Tali aree sono localizzate in misura maggiore nella fascia settentrionale del paese, ma sono presenti in misura significativa anche in quelle centro-meridionali.

| Fungicidi | Pomacee | Drupacee | Vite | Fragola | Mais Sorgo | Barbabetola da zucchero | Grano e Orzo | Pomodoro Patata | Melone Cocomero | Orticole | Altre colture |
|-----------------|---------|----------|-------|---------|---------------|----------------------------|-----------------|--------------------|--------------------|----------|---------------|
| benalaxil-m* | | | 10 | | | | | 5-10 | | | |
| bentlavalicarb* | | | 5-20 | | | | | 5-20 | | | |
| ciprodinil | 20 | 20 | 20 | 20 | | | | 20 | | 20 | 20 |
| cyazofamid | | | 5 | | | | | 5 | 5 | 5 | |
| famoxadone | | | 3 | | | | | 3 | 3 | 3 | |
| fenamidone | | | 30-20 | | | | | 10 | 10 | 10 | 10 |
| fenexamid | | 10 | 5 | 1 | | | | 1 | 1 | 1 | |
| fenpropidin | | | | | | 20 | | | | | |
| iprovalicarb | | | 10-20 | | | | | 20 | 20 | 20 | |
| mancozeb* | | | 15 | | | | | 3 | | | |
| folpet* | | | 20-15 | | | | | | | | |
| mandipropamid* | | | 12 | | | | | 3 | | | |
| meganipirim | | | 10 | 5 | | | | 5-10 | | | |
| mepytidinocap | | | 25 | | | | | | 10 | 10 | |
| metaxil-m | | | 10 | | | | | 5-15 | 15 | 15 | 5-15 |
| metrafenone | | | 3 | | | | | | | | |
| proquinazid | | | 16 | | | | | | | | |
| tebuconazolo | | | | | | | 5 | | | | |
| pyraclostrobin | 10 | 5 | | 5 | | 5 | 5 | | | | |
| pyrimethanil | 25 | | 7.5 | - | | | | 5 | | - | |
| quinoxifen | 5 | 5 | 5 | 1 | | | | | 1 | 1 | |
| spiroxamina | | | 10 | | | | | | | | |
| trifloxistrobin | | | | | | 5 | 5 | | | | |
| valiphenal* | | | 20 | | | | | | | | |
| zoxamide | | | 15-20 | | | | | 5-15 | | | |

Figura 1. Fungicidi, sostanze attive con buffer zone in etichetta.

| DISERBANTI | Pomacee | Drupacee | Vite | Fragola | Mais Sorgo | Barbabetola da zucchero | Grano Orzo | Pomodoro Patata | Melone cocomero | Orticole | Altre colture |
|----------------|---------|----------|------|---------|---------------|----------------------------|---------------|--------------------|--------------------|----------|---------------|
| acethoclor | | | | | 5-15 | | | | | | |
| dimetanamide-p | | | | | 20 | | | | | | |
| flazasulfuron | | | 5 | | | | | | | | 5 |
| foramsulfuron | | | | | 7 | | | | | | |
| mesotrione | | | | | 5 | | | | | | |
| pendimetalin | 5 | 5 | 5 | | 5 | | | 5 | | 5 | 5 |
| pathoxamid | | | | | 5 | | | | | | |
| terbutilazina | | | | | 5-10 | | | | | | |

Figura 2. Diserbanti, sostanze attive con buffer zone in etichetta.

| INSETTICIDI | Pomacee | Drupacee | Vite | Fragola | Mais Sorgo | Barbabetola da zucchero | Grano Orzo | Pomodoro Patata | Melone Cocomero | Orticole | Altre colture |
|-------------------|---------|----------|------|---------|---------------|----------------------------|---------------|--------------------|--------------------|----------|------------------|
| acetamiprid | 40 | 40 | | | | | | 10 | 10 | | 5 |
| clothianidin | 10 | | | | | | | | | | |
| etofenprox | 40 | 40 | 40 | 40 | 40 | 40 | | 40 | 40 | 40 | |
| indoxacarb | 3 | 3 | 3 | | 3 | | | 3 | 3 | | |
| lambda-cialotrina | 30 | 30 | 30 | 30 | 5 | 5 | | 5 | 5 | 5 | 5 |
| metaflumizone | | | | | | | | 15 | | 5 | |
| novaluron | | | | | | | | 5 | | 5 | |
| pyriproxyfen | | | | | | | | | | | 5 |
| rynaxypir | 15 | | | | | | | | | | |
| spinosad | 30 | 30 | 15 | 5 | | | | 5 | 5 | | 5-10-15-30* |
| spirodiclonifen | 10 | 10 | 5 | | | | | | | | 10 |
| thiacloprid | 20 | 20 | | | | | | 5 | 5 | | 20 |
| thiamethoxan | 20 | 20 | 20 | | | | | 10 | | | 20 |

Figura3. Insetticidi, sostanze attive con buffer zone in etichetta.

Tenendo conto della tipologia delle colture maggiormente interessate dalla problematica delle buffer zone, si può affermare che queste hanno principalmente lo scopo di ridurre la deriva della miscela irrorante. Appare quindi evidente che è necessario dare continuità ed incentivare le attività di ricerca e sperimentazione che sono finalizzate alla individuazione di tutte le soluzioni tecniche che permettono di ridurre la deriva ed anche il ruscellamento. Tali soluzioni, come ad esempio l'uso di ugelli antideriva o di attrezzature irroranti classificate in base alla loro capacità di limitare la deriva, possono consentire all'utilizzatore di ridimensionare le buffer zone stabilite nelle etichette dei formulati commerciali. Appare interessante anche lo sviluppo di coadiuvanti antideriva e, laddove possibile, anche l'introduzione di siepi o di barriere artificiali in grado di intercettare la nube irrorante che fuoriesce dall'appezzamento trattato. Esistono già esperienze importanti in tal senso in altri Paesi europei che possono in parte essere mutate.

E' altresì importante dare rapida attuazione a quanto previsto dalla Direttiva sull'uso sostenibile dei prodotti fitosanitari in tema di controllo funzionale e taratura delle irroratrici. Il corretto funzionamento di queste attrezzature rappresenta un altro strumento per ridurre significativamente i fenomeni di deriva e di ruscellamento.

Bibliografia

WinBDF. Banca dati fitofarmaci WinBDF a cura di Marco Borroni.

Fitogest. Banca dati fitofarmaci - IMAGE LINE s.r.l.

Disciplinari di Produzione Integrata Regione Emilia-Romagna.

INFLUENZA DELLE PRATICHE DI GESTIONE AGRONOMICA SUL RUSCELLAMENTO NEI TERRENI DECLIVI: L'ESPERIENZA NELL'AMBIENTE MARCHIGIANO

ORSINI R., SANTILOCCHI R.

*Dip. Scienze Ambientali e delle Produzioni Vegetali, Università Politecnica delle Marche, Ancona
E-mail: r.orsini@univpm.it*

Riassunto

Le problematiche prese in esame in questo lavoro costituiscono un elemento particolarmente rilevante delle politiche agroambientali europee finalizzate allo sviluppo di sistemi colturali sostenibili. La sperimentazione descritta rappresenta una fase di una ricerca di lunga durata, che mira ad acquisire elementi utili a valutare gli effetti delle pratiche agricole a basso livello di intensificazione sulla qualità dell'acqua e degli agroecosistemi, anche attraverso la calibrazione di modelli matematici di simulazione a base fisica, per i quali è indispensabile la disponibilità di dati di dettaglio a scala di campo. I fattori chiave che possono incidere sul controllo del ruscellamento in ambiente collinare e sulle relative perdite di inquinanti sono numerosi. L'analisi effettuata, che deriva dai risultati sperimentali presentati, ma anche da altri risultati e da conoscenze tecnico-pratiche personali, ha messo in evidenza che per ridurre l'impatto ambientale dei sistemi colturali nel contesto considerato, è necessario porre una grande attenzione a gran parte dei vari aspetti della tecnica agronomica, tutti in grado di influire, in senso positivo o negativo, sul ruscellamento e sul trasporto degli inquinanti di origine agricola.

Parole chiave

Ruscellamento; Sistemi colturali; Impatto ambientale; Erosione del suolo.

Summary

Influence of crop management on runoff in hilly areas: an example from Marche region, Italy

The issues analyzed are relevant to develop sustainable cropping systems for agro-environmental European policies. The described work represents a part of a long term research. The aim is to obtain useful elements to evaluate the effects of low input agronomic practices on water and agro-ecosystem quality, also through mathematical model calibrations which needed availability of a long term field data set.

The soil cover represents a key factor controlling agricultural pollutant losses. The results, obtained through long term experiment and personal experience, showed that to reduce environmental impact of cropping systems in the considered context is necessary to put attention into a wide part of agronomic aspects that determines positive or negative effects on the runoff, on pesticides and soil losses risks.

Keywords

Runoff; Cropping systems; Environmental impact; Catchment; Soil erosion.

Introduzione

L'inquinamento delle acque con molecole di origine agricola è un'importante questione che sta riscuotendo crescente attenzione nella Comunità Europea (Macgregor e Warren, 2005).

Nonostante l'adozione di "buone pratiche agricole", si possono osservare elevate concentrazioni di inquinanti nelle acque di deflusso superficiale a scala di bacino (Udawatta *et al.*, 2006). Nella collina centro italiana, i sistemi colturali sono relativamente estensivi, ma caratterizzati anche da diffusi fenomeni di inquinamento delle falde da inquinanti di origine agricola (Roggero e Toderi, 2002).

La gravità dei danni è funzione di numerosi fattori. Per riuscire a comprendere meglio questi fenomeni è indispensabile avere a disposizione sperimentazioni di lunga durata, allo scopo di evitare che singoli eventi piovosi, magari verificatisi in condizioni particolari, possano provocare interpretazioni fuorvianti.

La sezione di Agronomia e Genetica agraria, del Dipartimento di Scienze ambientali e delle Produzioni vegetali dell'Università Politecnica delle Marche, ha da tempo avviato una serie di esperienze di lunga durata sull'argomento, sia a livello macroparcellare, sia a livello di bacino, integrate da molti rilievi di tipo tecnico-pratico, derivanti dall'esperienza ormai quasi ventennale nell'applicazione delle tecniche agronomiche conservative nell'ambiente collinare marchigiano. In questa sede si farà particolare riferimento ad una sperimentazione di bacino, che verrà sinteticamente presentata, ma nella interpretazione degli effetti dei vari interventi di tecnica agronomica sul ruscellamento si prenderà spunto anche da altre attività sperimentali e da esperienze pratiche.

L'obiettivo di questo lavoro, quindi, fornire un'interpretazione agronomica dei principali processi biofisici che controllano l'impatto ambientale dei sistemi colturali di collina, con particolare riferimento al potenziale rischio di perdita di inquinanti di origine agricola associati al deflusso superficiale e all'erosione idrica del suolo.

Bacini "Spescia" e "Bottiglie"

Il monitoraggio, relativo a due microbacini imbriferi ubicati nell'agro di Serra de' Conti (AN), in località Spescia e Bottiglie, una zona rappresentativa della fascia collinare interna delle Marche, si riferisce al periodo 1998-2005 ed è tutt'ora in corso.. I microbacini hanno una SAT di 80,8 ha (Spescia) e 60,3 ha (Bottiglie) e una SAU di 69,0 ha e 47,0 ha, rispettivamente. La pendenza media del bacino "Spescia" è del 7% (max 25%), quella di "Bottiglie" è pari al 8% (max 50%). A Spescia, che fa capo a 3 aziende agricole,

l'avvicendamento colturale è basato sul frumento duro, che di solito è diffuso sull'intera superficie del bacino nell'annata di presenza, alternato con una o più colture a ciclo principalmente primaverile estivo. Il bacino "Bottiglie", rispetto a "Spescia", è caratterizzato da un maggior numero di appezzamenti (40 vs 10) di piccole dimensioni (in media 1,2 vs 6,0 ha) e da una maggiore diversificazione colturale: frumento, farro, orzo, girasole, barbabietola, mais, favino, erba medica, cicerchia, cece, olivo, vite e bosco vs frumento, girasole, barbabietola, favino e mais. La sperimentazione prevede il monitoraggio delle pratiche agricole (colture, produzioni, asportazioni di azoto e fosforo, agrotecniche) e dei deflussi superficiali.

La dinamica dei deflussi superficiali è stata monitorata attraverso un campionatore automatico accoppiato ad un misuratore di portata "area velocity" installato nella sezione di chiusura dei bacini (ISCO, 2007). Sui campioni di deflusso, integrati automaticamente in base alla portata, è stata misurata la concentrazione di nitrati, fosforo solubile e solidi sospesi. L'analisi pedologica del suolo dei bacini ha evidenziato la presenza di orizzonti argillosi astrutturati sottosuperficiali (Corti *et al.*, 2006). La dinamica della concentrazione di inquinanti e di solidi sospesi nel deflusso è stata interpretata in relazione alle pratiche agricole adottate.

Principali risultati ottenuti dalla valutazione dei deflussi idrici

Nel periodo considerato, sono stati osservati in media 876 mm anno⁻¹ di precipitazione (Tabella 1), inferiori alla media cinquantennale della vicina stazione di Montecarotto (1000 mm). La presenza di orizzonti sottosuperficiali fortemente compattati nei due bacini, provocati soprattutto dall'aratura, ha favorito lo smaltimento del surplus idrico per deflusso superficiale e sottosuperficiale. Questo fatto risulta di estrema rilevanza metodologica nell'attribuzione del ruolo svolto dalle pratiche agricole sulla dinamica degli inquinanti. I deflussi medi sono stati superiori nel bacino "Spescia" rispetto a "Bottiglie" e pari rispettivamente a 187 mm e 65 mm, con coefficienti di deflusso medi di 22% e 9%. Questo dato conferma il ruolo chiave svolto dalla diversificazione colturale e dalle dimensioni degli appezzamenti nell'attenuazione del potenziale rischio di trasporto delle molecole inquinanti per mezzo del deflusso idrico superficiale e sottosuperficiale (Orsini *et al.*, 2006).

Nella media degli otto anni le perdite di suolo per erosione idrica sono risultate maggiori in termini assoluti nel bacino "Spescia" rispetto a "Bottiglie" (6 vs 3 t ha⁻¹).

L'erosione ha raggiunto occasionalmente valori molto elevati soprattutto nel bacino "Spescia". Le dinamiche osservate sono state associate al grado di copertura del suolo, alla

diversificazione delle colture nello spazio ed anche alla conformazione della copertura vegetale (Figura 1). In effetti nel 1999 a “Spescia” sono state osservate in totale 17,7 t ha⁻¹ di suolo eroso di cui 7,6 t ha⁻¹ in occasione di un evento verificatosi nel mese di giugno quando l’intera superficie agricola del bacino era investita a girasole. La disposizione a rittochino e a file distanziate di questa coltura, ha favorito il deflusso idrico incanalato. In occasione dello stesso evento, a “Bottiglie” sono state osservate perdite di suolo pari a 0,1 t ha⁻¹.

Tabella 1. Precipitazioni (mm), intensità oraria massima di precipitazione (mm h⁻¹), deflusso superficiale (mm), coefficiente di deflusso (%) ed erosione idrica del suolo (t ha⁻¹) osservata nei bacini Spescia e Bottiglie durante il periodo di monitoraggio (modificata da Orsini *et al.*, 2007).

| anno | pioggia (mm) | Spescia | | | Bottiglie | | |
|--------------|-----------------|----------------------------------|------------------------------|-----------------------------------|----------------------------------|------------------------------|-----------------------------------|
| | | deflusso superficiale (mm) | coeff. di deflusso (%) | erosione (t ha ⁻¹) | deflusso superficiale (mm) | coeff. di deflusso (%) | erosione (t ha ⁻¹) |
| 1998* | 317* | 49 | 16 | 0.1 | 64 | 20 | 1.5 |
| 1999 | 1037 | 164 | 16 | 17.7 | 101 | 10 | 1.9 |
| 2000 | 731 | 62 | 9 | 2.3 | 21 | 3 | 1.3 |
| 2001 | 775 | 88 | 11 | 2.4 | 18 | 2 | 0.8 |
| 2002 | 950 | 249 | 26 | 4.0 | 110 | 12 | 4.4 |
| 2003 | 672 | 123 | 18 | 1.5 | 64 | 9 | 2.2 |
| 2004 | 898 | 324 | 36 | 10.7 | n.d.** | n.d.** | n.r. |
| 2005 | 1070 | 437 | 41 | 8.2 | 76 | 7 | 6.5 |
| Media | 876 | 187 | 22 | 6 | 65 | 9 | 3 |

* : a partire dal 1 novembre

** : non disponibile per guasto al sistema di campionamento automatico provocato da alta tensione

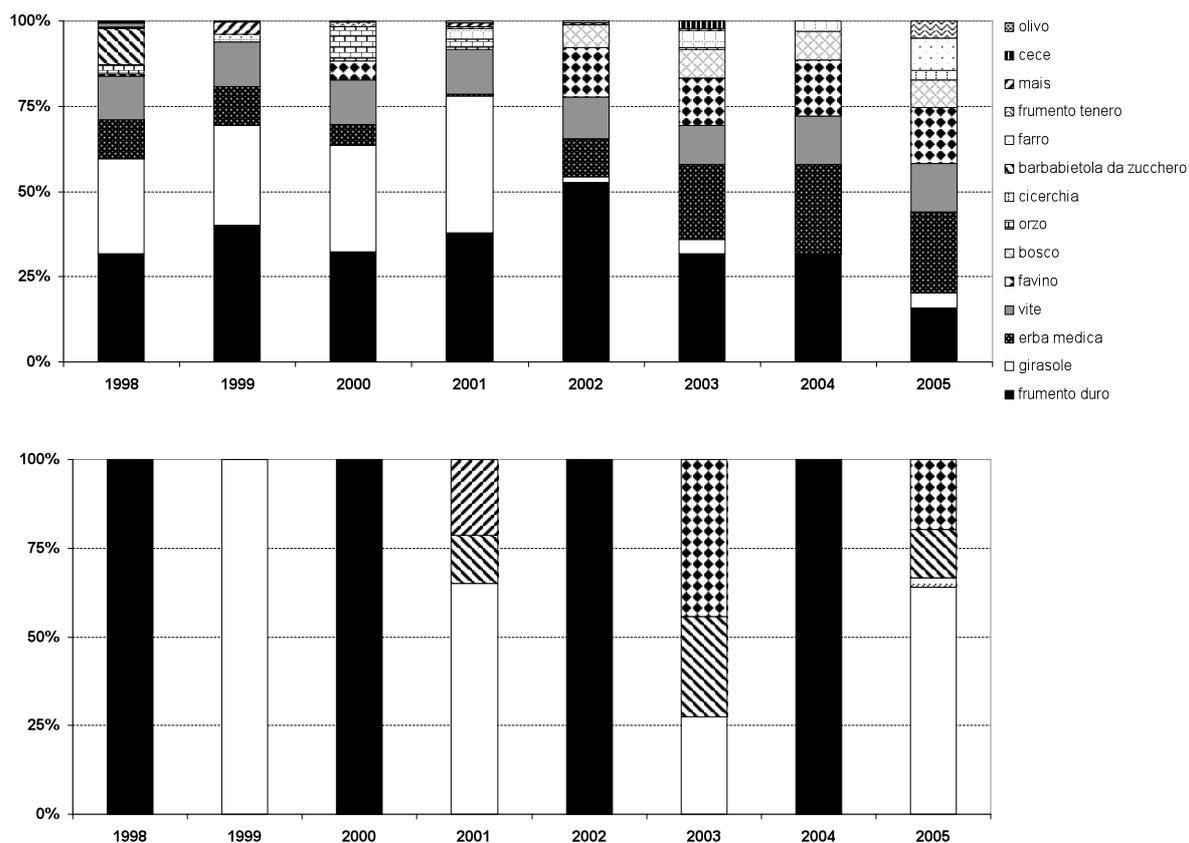


Figura 1. Utilizzo della superficie agricola (%) nel bacino Bottiglie (in alto) e Spesca (in basso) durante il periodo di monitoraggio.

Considerazioni generali sull'influenza delle pratiche agronomiche sul ruscellamento idrico in terreni declivi

I risultati presentati testimoniano la vulnerabilità dei sistemi colturali diffusi nei terreni arabili della collina marchigiana.

Come è evidente, sono numerosi i fattori che possono incidere sulla gravità del fenomeno.

- **Uso del suolo.** La diversificazione d'uso del suolo e la frammentazione degli appezzamenti gioca un ruolo chiave nell'attenuazione del rischio di impatto ambientale nei sistemi colturali in questione. La presenza di colture a ciclo differenziato sullo stesso fronte collinare, in modo da non avere mai tutto il suolo completamente nudo, rappresenta un altro elemento chiave da valutare con attenzione.
- **Copertura del suolo.** Una copertura del suolo, anche di tipo spontaneo, è in grado di fornire effetti protettivi molto interessanti. In una sperimentazione di tipo macroparcellare si è potuto evidenziare l'effetto protettivo di una vegetazione

infestante temporanea, anche alcune settimane dopo il suo disseccamento, presente su un terreno gestito a set-aside, al contrario di quanto successo nello stesso terreno quando era lavorato.

- **Tipo di coltura praticata.** Le colture non hanno la stessa capacità protettiva. In particolare la ricerca ha messo in evidenza che colture erbacee seminate a file distanziate disposte a rittochino, come il girasole, tendono a favorire il ruscellamento incanalato. Nell'ambito di un'altra sperimentazione di tipo parcellare è emerso che se la coltura in questione non garantisce una buona copertura il ruscellamento è ancora maggiore. Colture più fitte e meglio distribuite, come il frumento, hanno al contrario una migliore capacità protettiva.
- **Caratteristiche dell'evento piovoso.** Le caratteristiche dell'evento piovoso che più incidono sull'entità del ruscellamento sono la quantità dell'acqua caduta e, soprattutto, l'intensità di pioggia. Ci possono essere eventi molto abbondanti ma di bassa intensità che non provocano ruscellamento, almeno superficiale, mentre, al contrario, ci sono eventi anche modesti dal punto di vista quantitativo ma di fortissima intensità che possono provocare forti ruscellamenti.
- **Epoca di caduta della "pioggia eccezionale".** È del tutto evidente che gli effetti più negativi del ruscellamento si hanno quando sul terreno sono presenti prodotti che, se portati al di fuori dell'appezzamento, possono provocare un impatto ambientale negativo. In un lavoro che fa riferimento ad una nostra sperimentazione (Balestra *et al.*, 1996), sono state trovate tracce di Linuron nelle acque di scorrimento e di drenaggio per almeno un mese e mezzo dopo la sua distribuzione.
- **Condizioni del terreno prima dell'evento piovoso.** Se il terreno è già bagnato è più facile avere ruscellamento, al contrario di un terreno asciutto in cui il fenomeno si attiva con più difficoltà. Nell'ambito delle sperimentazioni pluriennali di cui si è accennato, si è avuta la possibilità di verificare gli effetti di due annate, 1995 e 1996, caratterizzate dalla piovosità estiva più alta del XX secolo, almeno nella zona di Ancona: da luglio a settembre sono caduti, in entrambe le annate, circa 600 mm di pioggia con una sostanziale equiparazione delle caratteristiche degli eventi piovosi più importanti, contro una media pluriennale di poco più di 200 mm. Gli effetti ambientali sono stati completamente diversi. Nella prima annata si sono avuti frequentissimi ruscellamenti, accompagnati da estesi fenomeni erosivi. In questo caso si veniva da una primavera piovosa, per cui il terreno era già bagnato e quindi non in grado di ricevere quantità consistenti di acqua. Nel secondo anno, invece, non ci sono quasi

mai stati ruscellamenti consistenti, ma nell'inverno successivo si sono attivati molti eventi franosi. La primavera 1996, al contrario della precedente aveva avuto un decorso siccitoso, per cui all'inizio dell'estate il suolo si presentava abbondantemente crepacciato. Ciò ha permesso una elevata velocità d'infiltrazione, che si è mantenuta tale anche quando le crepaccature si erano, almeno apparentemente, richiuse.

- **Tipo di lavorazione effettuata.** Le esperienze fatte sui terreni collinari marchigiani hanno messo in evidenza che la situazione potenzialmente più disastrosa è quella rappresentata da un terreno arato, sostanzialmente per alcuni motivi: 1) il rischio di concomitanza di deflusso superficiale ed ipodermico, con possibilità di perdere l'intero strato arato; 2) la maggiore facilità di formazione di crosta superficiale, con conseguenti maggiori ruscellamenti; 3) anche in assenza di ruscellamento superficiale, si può comunque instaurare deflusso ipodermico, che ha effetti ugualmente molto gravi sulla perdita di prodotti inquinanti dai suoli. Recenti eventi piovosi eccezionali nelle Marche hanno evidenziato casi in cui si è perso l'intero strato arato. Le lavorazioni come la discissura, invece, non favoriscono la formazione di deflussi ipodermici e, con la presenza dei residui colturali in superficie, riducono la formazione di crosta superficiale, con effetti benefici sull'infiltrazione dell'acqua e, in definitiva, sul ruscellamento e sull'erosione. Con la semina su sodo gli effetti sono ancora più positivi. Il terreno non lavorato è meno erodibile, grazie alla combinazione delle caratteristiche del suolo (una maggiore coesione delle particelle), e alla presenza degli apparati radicali delle colture che, anche se secchi, riducono ulteriormente l'erosività. Ci potrebbe essere una maggiore quantità di acqua di ruscellamento, a causa del maggior compattamento del suolo, ma questa acqua esce dal sistema con poco materiale in sospensione, anche per la presenza di residui colturali grossolani in grado di ridurre la velocità dell'acqua, e quindi con un minor rischio di trasporto di materiali inquinanti eventualmente presenti nel suolo. In un recente evento eccezionale, verificatosi in un'area a sud di Ancona il 16 settembre 2006 e che ha provocato ingentissimi danni alle strutture e alle infrastrutture presenti nelle zone vallive, le uniche aree collinari in cui non ci sono stati eventi erosivi gravi sono state quelle in cui era stato raccolto il girasole e che non erano state lavorate, in previsione della semina su sodo del frumento duro.

Ringraziamenti

Gran parte delle esperienze descritte rientrano in diversi progetti scientifici dei quali è stato Responsabile Scientifico il Prof. Pier Paolo Roggero del Dipartimento di Scienze Agronomiche e Genetica Vegetale Agraria dell'Università degli Studi di Sassari. I principali Progetti nell'ambito dei quali la ricerca è stata condotta sono stati: SLIM dell'UE (EVK1-CT-2000-00064), PANDA e CLIMAGRI del MiPAF, SOILSINK del FISR ed ASSAM obiettivo 5b della Regione Marche. Un doveroso ringraziamento va a tutti coloro che hanno partecipato attivamente alla raccolta ed elaborazione dei dati ed in particolare al Dott. Marco Toderi, Dott. Paolo Trobbiani, Dott. Giacomo De Sanctis e Dott.ssa Martina Perugini del Dipartimento di Scienze Ambientali e delle Produzioni Vegetali dell'Università Politecnica delle Marche. Si desidera inoltre ringraziare tutto il personale tecnico dell'Azienda Didattico-Sperimentale "Pasquale Rosati" dell'Università Politecnica delle Marche ed il personale tecnico del Laboratorio Analisi dell'ASSAM di Jesi per le analisi fornite.

Bibliografia

- Balestra L, Roggero PP, Rastelli R, Rossi N (1996). Presence of herbicides in drainage water from agricultural fields treated with different agronomic inputs. *Proceedings of the X Symposium on pesticide chemistry*. Piacenza, 30/09 - 2/10/96, pp 465-472.
- Corti G, Agnelli A, Cuniglio R, Cocco S, Orsini R (2006). Studio pedologico di dettaglio di due microbacini della collina interna marchigiana. In: Esposito S, Epifani C, Serra M C (a cura di), *Climagri - cambiamenti climatici e agricoltura. Risultati conclusivi*. CRA - UCEA, Roma, pp. 129-141, ISBN 88-901472-6-1.
- ISCO (2007). Area velocity flow module. *Installation and operation guide*.
- Macgregor C J and Warren C R (2006). Adopting sustainable farm management practices within a Nitrate Vulnerable Zone in Scotland: The view from the farm. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 113: 108-116.
- Orsini R, Toderi M, De Sanctis G, Perugini M, Trobbiani P, Roggero PP (2007). Perdite di nutrienti ed erosione idrica del suolo: risultati di otto anni di monitoraggio a scala di microbacino nella collina marchigiana. *Atti del XXXVII Convegno Nazionale della Società Italiana di Agronomia - Il contributo della ricerca agronomica all'innovazione dei sistemi colturali mediterranei*, Catania, pp 34-35.
- Orsini R, De Sanctis G, Toderi M, Roggero P P (2006). Erosione idrica del suolo: un caso di studio a livello di microbacino imbrifero della collina marchigiana. *Atti del IV Convegno Annuale AISSA, Qualità e sostenibilità delle produzioni agrarie, alimentari e forestali*, Mosciano Sant'Angelo (TE), pp 150-151.
- Roggero P P, Toderi M (2002). Le misure agroambientali: applicazione nelle Marche e analisi di un caso di studio sull'inquinamento da nitrati di origine agricola. *Quaderni 5B, Assam*, Ancona, 339 pp.

Udawatta RP, Motavalli PP, Harold EG, Krstansky JJ (2006). Nitrogen losses in runoff from three adjacent agricultural watersheds with claypan soils. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 117:39-48.

PROTEZIONE DELLE ACQUE SUPERFICIALI DA RUSCELLAMENTO E DERIVA: EFFICACIA DELLE FASCE TAMPONE E DI ALTRE MISURE DI MITIGAZIONE

ZANIN G.¹, OTTO S.², MASIN R.¹, FERRERO A.³, MILAN M.³, VIDOTTO F.³

1. Dipartimento di Agronomia Ambientale e Produzioni Vegetali, Università di Padova

2. Istituto di Biologia Agro-ambientale e Forestale, CNR

3. Dipartimento di Agronomia, Selvicoltura e Gestione del territorio, Università di Torino

E-mail: giuseppe.zanin@unipd.it

Riassunto

La protezione dei corsi d'acqua o di altre aree sensibili da agrofarmaci si può realizzare sfruttando particolari aree di rispetto non trattate. Sono possibili vari tipi di aree di rispetto, dotate di capacità di mitigazione variabile nei confronti del ruscellamento o della deriva. Sulla base di risultati della ricerca italiana e internazionale è possibile dare indicazioni sull'efficacia di mitigazione delle aree di rispetto e di altre misure agrotecniche. Tali indicazioni potranno essere eventualmente utilizzate per le necessità normative conseguenti all'entrata in vigore della *Thematic Strategy on a Sustainable Use of Pesticides*.

Parole chiave

Aree di rispetto; Agrofarmaci; Ruscellamento; Deriva.

Summary

Protection of superficial water systems from pesticide runoff and drift: efficacy of buffer zones and other mitigation measures

Watercourses or other sensitive areas can be protected from pesticides by the use of untreated buffer zones. These can be of different types, with varying mitigating capacities of runoff or drift. On the basis of the results from international and Italian research, information can be provided on the mitigating efficiency of buffer zones and other agro-technical measures. This information may also be of use to meet the legal requirements after the 'Thematic Strategy on a Sustainable Use of Pesticides' comes into force.

Keywords

Buffer zones; Pesticide; Runoff; Drift.

Introduzione

La *Thematic Strategy on a Sustainable Use of Pesticides (TSSUP)* introduce la necessità di mettere in atto misure di mitigazione per proteggere le acque superficiali e gli organismi non bersaglio, per i quali il rischio è funzione della tossicità dell'agrofamaco impiegato e dell'esposizione, cioè delle concentrazioni prevedibili nei diversi comparti ambientali (*Predicted Environmental Concentration - PEC*), ma anche della struttura del biotopo agricolo: siepi ed aree di rispetto possono proteggere i corsi d'acqua e l'artropodofauna utile, che può trovare rifugio durante i trattamenti e poi ricolonizzare successivamente i campi coltivati (Otto *et al.*, 2009). Del resto l'opinione pubblica è sempre più attenta non solo alla qualità del prodotto agricolo ma anche alle caratteristiche del processo produttivo, affinché sia salvaguardata la qualità delle acque profonde e superficiali e protetti gli organismi non bersaglio.

La necessità di mettere in atto misure di mitigazione deve in sostanza essere vista dal mondo agricolo non come un ulteriore aggravio gestionale ma come un'opportunità per riorganizzare il territorio agricolo e per sfruttare a fini ambientali una serie di strutture ecologiche già presenti ma purtroppo considerate alla stregua di "tare" senza alcun valore, quali capezzagne inerbite, siepi, aree a vegetazione naturale o semi-naturale, ecc. Queste strutture se opportunamente gestite possono svolgere invece un'importante funzione di mitigazione e di salvaguardia della biodiversità.

Si ritiene opportuno, a questo riguardo, effettuare alcune precisazioni terminologiche.. In letteratura, soprattutto in quella americana, esistono vari termini (*no spray zone, buffer zone, buffer strips, vegetative buffer strips, conservation buffer strips, ecc.*) per indicare un'area di terreno non trattata interposta tra il campo trattato con determinato agrofamaco e un corso d'acqua o una qualsiasi area da proteggere.

Per la finalità specifica del presente lavoro si è ritenuto di utilizzare unicamente il termine di **aree di rispetto**, sufficientemente generale da includere tutte le tipologie di aree capaci di mitigare la deriva ed il ruscellamento superficiale.

Sono possibili molti tipi di aree di rispetto, classificabili utilizzando 4 chiavi dicotomiche: coltivata (sì/no), vegetata (sì/no), durata (permanente/temporanea), origine (artificiale/spontanea). Escludendo i casi impossibili e senza valore, la condizione necessaria e sufficiente perché un'area sia di rispetto è che essa sia **non trattata**. Un'area di rispetto è tale perché mette **sempre** "spazio" tra la sorgente inquinante (la barra, l'atomizzatore, il terreno

trattato) e l'oggetto da proteggere (es. il corpo idrico); se in tale spazio si introduce **anche** una “barriera” si incrementa la capacità mitigatrice (Figura 1).

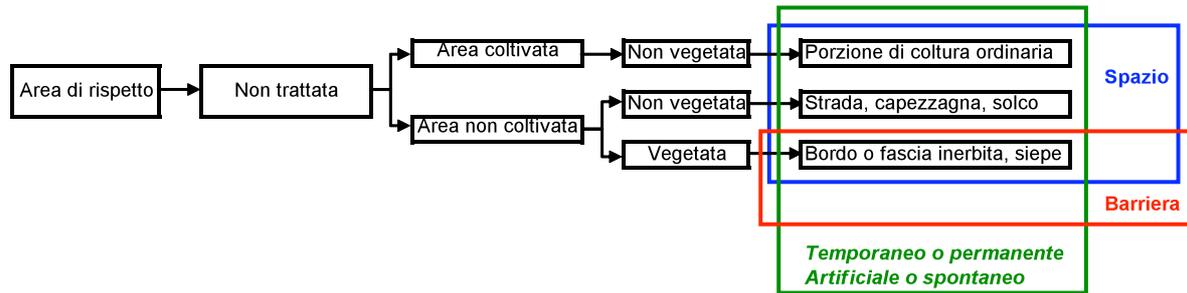


Figura 1. Tipi di aree di rispetto in relazione a localizzazione, struttura, durata e origine, con alcuni esempi.

Un'area di rispetto è quindi “*una porzione di biotopo agricolo che separa fisicamente l'area trattata da un corpo idrico o da un'area sensibile da proteggere*”. Essa svolge più funzioni, con efficacia differenziata in relazione alla loro tipologia e localizzazione all'interno del biotopo agricolo.

Se l'area di rispetto è ricavata all'**interno dell'area coltivata** l'efficacia antideriva è antiruscigliamento è buona, probabilmente migliore con coltura sviluppata.

Se invece l'area di rispetto è ricavata in un'**area non coltivata non vegetata** essa può ancora svolgere appieno la funzione antideriva ed anche quella antiruscigliamento, seppure in misura minore perché il terreno è di solito compattato e con ormaie, condizioni che riducono l'infiltrazione e favoriscono lo scorrimento canalizzato dell'acqua di ruscellamento. E' importante che quest'area di rispetto, ma la regola è del tutto generale, sia correttamente posizionata in relazione alla direzione di scorrimento delle acque.

Se infine l'area di rispetto è costituita da **area non coltivata ma vegetata (fascia tampone vegetata)** allora la funzione antideriva permane buona ma aumenta molto l'efficacia antiruscigliamento: grazie alla presenza della vegetazione, in particolare se è densa e permanente, essa è in grado di rimuovere sedimenti, sostanza organica e altri contaminanti dall'acqua di ruscellamento. Il termine “**tampone**” introduce il concetto di mitigazione attiva operata dall'azione combinata delle comunità batteriche dei suoli e della vegetazione. La vegetazione agisce sia direttamente (assorbimento dei contaminanti e rallentamento del flusso) sia indirettamente grazie ad alcune modifiche indotte al terreno (aumento della porosità e della sostanza organica) che favoriscono l'infiltrazione e l'adsorbimento dei contaminanti ai colloidali. Il termine **fascia** lascia intendere che si tratta solitamente, almeno nei terreni di pianura, di bande lunghe e strette al bordo del campo coltivato; tuttavia non sempre

è così; per questo motivo in Francia si preferisce parlare di “**area tampone**” (CORPEN, 2007). La vegetazione può essere spontanea o artificiale, erbacea o erbacea+arbustiva, in quest’ultimo caso si parla anche di **fasce tampone boscate** che sono molto efficaci anche contro la deriva. Particolarmente interessante è la **fascia tampone riparia**, dove il termine riparia sottolinea che la fascia è permanente e occupa un’area generalmente a disposizione del corpo idrico, non sottratta o solo parzialmente all’esercizio agricolo.

Il presente lavoro ha il duplice obiettivo di illustrare le diverse misure di mitigazione della contaminazione da agrofarmaci via ruscellamento superficiale e via deriva applicabili nell’ambito delle colture erbacee nonché di fornire indicazioni sull’efficacia di tali misure sulla base dei risultati della ricerca italiana ed internazionale. Tali indicazioni potranno essere eventualmente utilizzate per le necessità normative conseguenti all’entrata in vigore della *Thematic Strategy on a Sustainable Use of Pesticides*.

Misure di mitigazione del ruscellamento superficiale nei terreni di pianura

Le misure per mitigare le conseguenze ambientali del trasporto per ruscellamento superficiale degli agrofarmaci sono numerose e possono essere classificate in dirette ed indirette. Le prime si devono attuare a livello di ecotono, cioè nell’interfaccia tra il campo coltivato e il corpo idrico o la zona da proteggere, e quelle indirette all’interno del campo coltivato (Figura 2).

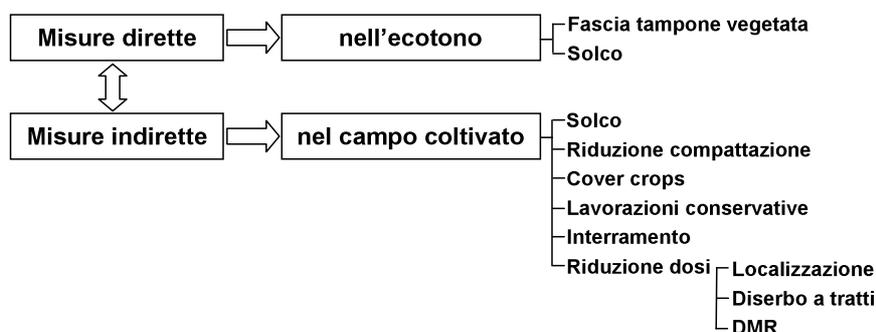


Figura 2. Misure dirette e indirette di mitigazione del ruscellamento superficiale.

Efficacia delle misure di mitigazione a livello di ecotono: risultati della ricerca internazionale

Le fasce tampone sono misure efficaci per contrastare la contaminazione delle acque superficiali via ruscellamento (Melcher e Skagen, 2005; Reichenberger *et al.*, 2007).

Un'importante sintesi dei dati disponibili a livello mondiale è presentata in FOOTPRINT (www.eu-footprint.org): 277 dati di singole combinazioni (agrofarmaco × larghezza della buffer) sono stati considerati in grafici a *box and whiskers*, raggruppati anche in funzione del K_{oc} dell'agrofarmaco. La larghezza della fascia considerata in questo *dataset* varia da 2 a 21 metri.

Considerando tutti gli agrofarmaci esaminati, la percentuale di riduzione mediana varia dal 65% circa con una fascia di 2 metri, al 95% con fascia di 21 metri. Il 25% dei valori sperimentali tuttavia si trova tra il 50% ed il 10% di riduzione.

Le differenze tra agrofarmaci con K_{oc} maggiore o minore di 1000 l/kg si osservano a partire da fasce di larghezza superiore a 6 metri: con fasce ampie l'effetto di mitigazione nei riguardi di agrofarmaci con $K_{oc} > 1000$ l/kg è più marcato di quasi il 15-20%; con agrofarmaci molto adsorbiti si riduce inoltre l'incidenza dei casi con un'efficacia inferiore al 40%.

In un'altra rassegna, Garratt e Kennedy (2006) evidenziano come il valore mediano e medio della riduzione delle concentrazioni nei casi peggiori sia del 65 e 62,4% rispettivamente, mentre il valore mediano e medio per le riduzioni nei casi più favorevoli è risultato rispettivamente pari a 83,3% e 81,4%.

Molti dei dati utilizzati nelle due precedenti sintesi provengono anche da Paesi non europei con condizioni climatiche, pedologiche ed agronomiche molto differenti. Per questo motivo il gruppo FOCUS (2007) ha costruito un *dataset* con i soli dati provenienti dall'Europa (Tabella 1).

Tabella 1. Sintesi dei dati europei sull'efficacia della rimozione degli agrofarmaci dalla fase acquosa e dai sedimenti dell'acqua di ruscellamento in presenza di fasce tampone di diversa larghezza (FOCUS, 2007).

| Larghezza fascia (m) | Fase acquosa | | | | Sedimenti | | | |
|-------------------------|--------------|-------|--------|-------|-----------|--------|--------|-------|
| | n. | Min. | Max. | Media | n. | Min. | Max. | Media |
| 1 | 4 | 44,00 | 75,50 | 61,50 | 2 | 48,50 | 76,50 | 62,50 |
| 2 | 2 | 28,57 | 33,33 | 30,95 | | | | |
| 4 | 4 | 46,00 | 69,00 | 61,38 | 2 | 64,00 | 89,50 | 76,75 |
| 5 | 8 | 9,95 | 97,73 | 62,07 | 18 | 11,34 | 97,73 | 65,82 |
| 6 | 13 | 44,00 | 100,00 | 84,28 | 9 | 72,00 | 100,00 | 91,82 |
| 7 | 10 | 35,00 | 100,00 | 77,00 | 7 | -27,00 | 100,00 | 64,53 |
| 10 | 23 | 1,89 | 99,99 | 77,21 | 10 | 85,62 | 99,17 | 95,12 |
| 12 | 13 | 60,00 | 100,00 | 91,71 | 9 | 94,00 | 100,00 | 98,87 |
| 15 | 13 | 33,00 | 100,00 | 88,25 | 6 | 43,00 | 100,00 | 88,88 |
| 18 | 7 | 97,00 | 100,00 | 99,15 | 3 | 99,90 | 100,00 | 99,97 |
| 20 | 10 | 14,12 | 98,34 | 86,06 | 8 | 93,21 | 100,00 | 97,16 |
| Media | | | | 74,51 | | | | 79,31 |
| Minimo | | 1,89 | | | | -27,00 | | |
| Massimo | | | 100,00 | | | | 100,00 | |

Dalla Tabella 1 si può osservare che l'azione di mitigazione delle fasce tampone è leggermente superiore per gli agrofarmaci trasportati in via preferenziale dai sedimenti.

In Germania si usano valori di riferimento (*benchmark*) che sostanzialmente rispecchiano il modello EXPOSIT (Winkler, 2001), che contiene un'equazione empirica per calcolare l'efficacia di riduzione (RE) in presenza di *buffer strips* di diversa larghezza (FOCUS, 2007).

$$RE (\%) = 100 - 10^{(-0,083 * \text{larghezza buffer} + 2,00)} \quad (1)$$

Reichemberger *et al.* (2006, 2007) a proposito di EXPOSIT così si esprimono: “*The reduction efficiencies proposed in EXPOSIT seem defensible for modelling purposes with respect to edge of field grassed buffer strips*”.

Il modello SWAT (*The Soil and Water Assessment Tool*) (Arnold *et al.*, 1998) propone un'altra equazione per stimare l'efficienza di abbattimento ($trap_{ef}$) di sedimenti, nutrienti e agrofarmaci della fascia tampone:

$$trap_{ef} = 0,367 (\text{larghezza buffer})^{0,2967} \quad (2)$$

Un confronto tra i livelli selezionati di efficacia delle fasce tampone e la soluzione delle due equazioni è riportati in Tabella 2.

Tabella 2. Confronto dei livelli di efficacia delle fasce tampone calcolati con i modelli EXPOSIT (eq. 1) e SWAT (eq. 2).

| Larghezza Buffer (m) | Efficacia di riduzione (%) | | |
|----------------------|----------------------------|-------------------------|----------------------|
| | Benchmark (Germania) | Modello EXPOSIT (eq. 1) | Modello SWAT (eq. 2) |
| 0 | 0 | 0 | 0 |
| 3 | - | 43,6 | 50,8 |
| 5 | 50,0 | 61,5 | 59,2 |
| 6 | - | 68,2 | 62,5 |
| 10 | 90,0 | 85,2 | 72,7 |
| 20 | 97,5 | 97,8 | 89,2 |

Efficacia delle misure di mitigazione a livello di ecotono: risultati della ricerca italiana

I risultati ottenuti presso l'Università di Padova, su terreni in piano con una pendenza attorno all'1%, e di Torino, su terreno sciolto sistemato a spianata, con una pendenza dello 0,5% rientrano pienamente nei *range* sopra presentati, come è evidenziato nelle Tabelle 3 e 4.

Tabella 3. Risultati della sperimentazione di Padova.

| Erbicida | Ampiezza fascia (m) | Riduzione % | | | Anno |
|---------------|---------------------|---------------|----------------|--------------------|---------|
| | | Volume runoff | Concentrazione | Massa ¹ | |
| Metolacoloro | 6 | 68 | 45 | 86 | 2000 |
| | 6 | 10 | 47 | 93 | 2001 |
| Terbutilazina | 6 | 68 | 88 | 92 | 2000 |
| Isoproturon | 6 | 91 | 96 | 98 | 2001 |
| Terbutilazina | 3 | 80 | 36 | 74 | 2002-03 |
| | 6 | 87 | 98 | 99 | 2002-03 |
| | 6 | 72 | 57 | 81 | 2002-03 |
| Metolacoloro | 3 | 80 | 65 | 81 | 2002-03 |
| | 6 | 87 | 96 | 99 | 2002-03 |
| | 6 | 72 | 45 | 84 | 2002-03 |
| Medie | 3 | 80 | 51 | 78 | 2002-03 |
| | 6 | 69 | 72 | 92 | 2002-03 |

1: in g/ha. Da Vianello et al. (2005) e da Otto et al. (2008).

Tabella 4. Risultati della sperimentazione di Torino.

| Erbicida | Riduzione ¹ | Tipo fascia | Tipo di area di rispetto (vedi Fig. 1) |
|-----------------------|------------------------|--|--|
| Metolacoloro | > 99 | 6 m, mais non diserbato | Porzione di coltura |
| Metolacoloro | > 99 | 6 m, <i>Festuca arundinacea</i> seminata in contemporanea con mais | Area non coltivata vegetata |
| Terbutilazina | 97-99 | 6 m, mais non diserbato | Porzione di coltura |
| Terbutilazina | 98-99 | 6 m, <i>Festuca arundinacea</i> seminata in contemporanea con mais | Area non coltivata vegetata |
| Desetil-terbutilazina | 94 | 6 m, mais non diserbato | Porzione di coltura |
| Desetil-terbutilazina | 93 | 6 m, <i>Festuca arundinacea</i> seminata in contemporanea con mais | Area non coltivata vegetata |

1: rispetto alla concentrazione ($\mu\text{g/L}$) dell'acqua conferita al corpo idrico dalla tesi senza fascia tampone. Da Milan et al. (2008).

Sulla base delle diverse esperienze europee e italiane si possono quindi definire le possibili riduzioni percentuali di contaminazione dei corpi idrici derivanti dall'utilizzo di fasce tampone per appezzamenti di pianura. In Tabella 5 è riportato, oltre al *benchmark* usato in Germania, il confronto tra l'efficacia di riduzione con fasce di diversa ampiezza ottenuta con l'equazione 1 e 2, e la nostra proposta, vicina alla media delle riduzioni (in %) di riferimento. E' una proposta molto cautelativa, infatti, come evidente dalla Tabella 3, la riduzione della massa di erbicida (in g/ha) è di norma molto superiore rispetto alla riduzione della concentrazione (in %).

Tabella 5. Riduzioni percentuali di contaminazione in funzione dell'ampiezza della fascia tampone.

| Larghezza fascia (m) | Riduzione (%) | | | |
|----------------------|----------------------|-------------------|-------------------|----------|
| | Benchmark (Germania) | Soluzione eq. (1) | Soluzione eq. (2) | Proposta |
| 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| 3 | 40 | 43,6 | 51 | 45 |
| 5 | 50 | 61,5 | 59 | 55 |
| 6 | - | 68,2 | 62,5 | 65 |
| 10 | 90 | 85,2 | 73 | 85 |
| 15 | 95 | 94,3 | 82 | 90 |
| 20 | 97,5 | 97,8 | 89 | 98 |

Merita osservare che le percentuali di abbattimento della contaminazione si riferiscono a fasce tampone vegetate permanenti, in buono stato di manutenzione. I corpi idrici in sostanza dovranno essere protetti da fasce tampone di diversa dimensione in funzione della tossicità degli erbicidi verso gli organismi non bersaglio.

L'inserimento nel territorio di fasce tampone vegetate si configura come un intervento di gestione del territorio, organizzato e sostenuto anche finanziariamente da Enti, in particolare quelli territoriali. In questa logica l'elemento da tenere in considerazione è principalmente rappresentato dal corso d'acqua per il quale è necessario prevedere la presenza di una area di rispetto permanente, indipendentemente dal tipo di agrofarmaco impiegabile. Vale la pena infine di ricordare che la sperimentazione eseguita in Italia sui terreni di pianura ha evidenziato una perdita di erbicidi molto bassa e dell'ordine di pochi g/ha (il range di valori nei terreni senza fascia è compreso tra 0,69 e 25 g/ha, con valore mediano di 3,27 g/ha, per prodotti usati alle dosi di 1000-2100 g/ha). Le perdite più elevate si sono realizzate quando è piovuto con intensità nei giorni immediatamente seguenti la distribuzione dell'erbicida e il terreno era già umido. Se questo non si realizza le perdite per ruscellamento superficiale, sono praticamente nulle, come nel caso del 2008 (Cardinali *et al.*, 2008). Il *German Federal Office for Environmental Protection* (UBA) stima che l' 1-2% delle quantità di agrofarmaci utilizzati in agricoltura entri nei corpi idrici via ruscellamento superficiale (Berenzen *et al.*, 2005). Vianello *et al.* (2005) e Otto *et al.* (2007) evidenziano mediamente una perdita inferiore allo 0,5 % con un picco massimo di 1,4%, quindi livelli leggermente inferiori a quelli individuati dall'UBA, tuttavia ciò è comprensibile se si pensa che derivano da terreni in piano.

Un'altra misura diretta per la mitigazione del ruscellamento superficiale è il **lagunaggio**, che consente all'acqua di sostare per un certo periodo (almeno un giorno) e ridurre il proprio carico di contaminanti grazie alla deposizione e all'attività della vegetazione presente, in particolare delle macrofite (Schulz e Peall, 2001; Rogers e Stringfellow, 2009). Questo aspetto è ancora poco studiato in Italia e può assumere notevole interesse soprattutto nei terreni declivi .

Efficacia delle misure di mitigazione a livello di campo coltivato

Le misure indirette per limitare la contaminazione delle acque superficiali da agrofarmaci a seguito del ruscellamento sono principalmente rappresentate da interventi e pratiche colturali quali i solchi di isolamento, le lavorazioni conservative, la riduzione delle dosi degli agrofarmaci e la semina di colture di copertura.

Solco (S)

Si tratta di un solco interposto tra il bordo del campo coltivato e il corpo idrico da proteggere aperto parallelamente a quest'ultimo. La corretta localizzazione del solco è decisiva per la sua funzionalità e in ogni caso deve essere ortogonale al flusso di ruscellamento. Deve essere aperto prima o subito dopo il trattamento, avere una profondità di almeno 40 cm ed essere mantenuto in efficienza almeno per un periodo doppio del tempo di dimezzamento medio dell'agrofarmaco. Se viene abbinato alla fascia tampone deve essere posto tra il campo e la fascia stessa in modo che l'acqua di ruscellamento investa la fascia con flusso laminare, lento e verosimilmente meno concentrato.

La realizzazione del solco non costituisce solitamente un grosso problema operativo e può garantire una mitigazione discreta degli eventi di ruscellamenti più consistenti e molto buona di quelli di minore intensità. Negli studi realizzati presso l'università di Padova si è potuto osservare che per eventi non particolarmente importanti basta a volte un piccolo avvallamento per ridurre fortemente il ruscellamento nel corpo idrico. In tali condizioni si può ipotizzare un'efficacia nell'abbattimento del ruscellamento pari a circa il 20%

Lavorazioni conservative (LC)

Comprendono un complesso di tecniche di coltivazione che permettono di mantenere la superficie del terreno coperta con almeno il 30% dai residui della coltura precedente.

Queste pratiche non sono ancora molto diffuse in Italia, in particolare nelle colture primaverili-estive. Sono più usate nei cereali autunno-vernini e nella soia di secondo raccolto.

Secondo FOCUS, 2007 (Volume 2, p. 72) le lavorazioni conservative permettono di contenere il ruscellamento con valori compresi tra lo 0 e il 50% per gli agrofarmaci poco adsorbiti ai colloidi (basso K_{OC}) e tra il 40 e il 75% per quelli fortemente adsorbiti. Nelle condizioni ambientali del nostro paese si ritiene di poter considerare un valore medio di riduzione del ruscellamento del 30%.

Interramento (INT)

Si attua con l'incorporamento degli agrofarmaci nel suolo mediante una fresatura leggera o con un intervento irriguo per aspersione di 5-10 mm.

Si tratta di una tecnica usata più facilmente applicata nel settore orticolo, anche se non molto gradita agli agricoltori per la maggiore onerosità rispetto alle altre applicazioni.

Secondo FOCUS (2007) l'interramento consentirebbe di ridurre tra il 25 e il 50% la quantità degli agrofarmaci ruscellati nel caso dei prodotti poco adsorbiti ai colloidi e tra il 35 e il 70% nel caso invece di quelli fortemente adsorbiti. Tenendo conto che l'interramento distribuisce il prodotto in una strato di circa 10 cm di profondità, e che il ruscellamento interagisce con i primi 2-3 cm di terreno, si può ritenere che questa tecnica possa ridurre la contaminazione anche del 70%.

In relazioni a queste considerazioni l'interramento può verosimilmente contribuire alla riduzione della quantità di prodotto ruscellato di circa il 40%.

Riduzione della dose (RID)

Consiste nella applicazione di una dose unitaria di impiego inferiore a quella indicata sull'etichetta e si riferisce ai prodotti ad azione erbicida. Sulla base del rapporto SANCO si può ritenere che la percentuale di abbattimento della quantità di prodotto ruscellato sia pari alla percentuale di riduzione della dose. Uno dei modi per ottenere una riduzione importante della dose di impiego di un erbicida è la **localizzazione** lungo la fila nei trattamenti di pre-emergenza, che comporta una riduzione della dose dal 50% al 70%, a seconda della distanza tra le file della coltura. Questa tecnica richiede un'integrazione efficace tra il mezzo chimico e quello meccanico, quale la sarchiatura tra le file, e non è applicabile nelle colture ad interfila ravvicinata (meno di 40 cm). A prescindere dalla localizzazione, la riduzione delle dosi si può ottenere anche nei trattamenti di post-emergenza, in particolare con la tecnica delle “**Dosi Molto Ridotte-DMR**” (Zanin e Catizone, 2003).

Il successo di questa pratica è fondamentalmente legato al rispetto delle seguenti condizioni:

- 1) esecuzione di uno scrupoloso monitoraggio della flora infestante;
- 2) tempestività di intervento su malerbe nei primi stadi di sviluppo (cotiledonare o di 2-3 foglie vere);
- 3) Utilizzazione di miscele di più prodotti con azione complementare o sinergica.

In prospettiva, è possibile dare un contributo alla riduzione delle dosi di impiego anche mediante l'applicazione del **diserbo a tratti**, secondo i principi dell'agricoltura di precisione

La pratica della riduzione della dose di impiego è valida ed applicabile dove esiste una buona conoscenza delle caratteristiche dell'infestazione (tipo di malerbe, dinamica delle emergenze, ecc.) ed una buona organizzazione aziendale.

In sintesi con questa tecnica è possibile ottenere una riduzione variabile tra il 40% (come nella soia, con un'interfila di 45-50 cm) e il 70% (come nel mais, seminato con un interfila di 75 cm).

Colture di copertura (COL)

Limitatamente alla protezione dei corpi idrici, le colture di copertura possono essere definite come delle colture erbacee che vengono seminate all'interno della coltura da reddito e che convivono con essa per un periodo più o meno lungo prima di essere eliminate, chimicamente o meccanicamente. La loro funzione è quella di rallentare lo scorrimento superficiale dell'acqua favorendo l'infiltrazione e l'adsorbimento ai colloidi grazie ai residui colturali presenti alla superficie del terreno ed alla maggiore porosità del terreno creata dagli apparati radicali. In questa logica la coltura da reddito di solito viene seminata su sodo.

Si tratta di una pratica tecnicamente complessa e costosa che nei terreni di pianura viene adottata quasi esclusivamente nei frutteti e vigneti. In quest'ultimo caso l'azione di abbattimento è legata alla larghezza della fascia seminata come già osservato nel caso delle aree di rispetto. Nelle colture erbacee di pianura non si ritiene ragionevole proporla come misura di mitigazione, salvo casi specifici.

Efficacia della mitigazione della contaminazione via ruscellamento superficiale mediante la combinazione di più misure

La mitigazione risulta molto efficace quando si combinano insieme più misure di mitigazione; tale strategia grande presenta il vantaggio di ridurre fortemente gli eventi di ruscellamento di minore importanza e di attenuare quelli più rilevanti. Nella Tabella 6 sono indicate le misure ritenute più facilmente integrabili nella normale pratica agronomica. Risulta chiara

l'importanza della sinergia, ottenibile anche con fasce strette (3-6 m), le uniche adatte al contesto italiano.

Tabella 6. Ipotesi di mitigazione in presenza di fasce tampone di diversa larghezza e di misure di mitigazione aggiuntive.

| Larghezza (m) | Mitigazione % ¹ | | | |
|---------------|----------------------------|-------------------|-----------------------------|-------------------------|
| | Inserimento fascia tampone | Inserimento solco | Riduzione dose ² | Mitigazione complessiva |
| 0 | 0 | 20 | 25 | 45 |
| 3 | 45 | 20 | 25 | 90 |
| 5 | 55 | 20 | 25 | 100 |
| 6 | 65 | 20 | 25 | 100 |
| 10 | 90 | 20 | 25 | 100 |
| 15 | 95 | 20 | 25 | 100 |
| 20 | 98 | 20 | 25 | 100 |

1: rispetto al testimone senza alcuna misura di mitigazione, 2: valore cautelativo, da considerare anche se la riduzione della dose in campo è percentualmente superiore.

Resta infine da sottolineare che la fascia tampone, eventualmente con il solco, è l'ultima linea di difesa contro la contaminazione via ruscellamento; perché la sua efficacia risulti massima deve essere ben costruita, ben posizionata, ben mantenuta e ben abbinata alle "buone pratiche agricole" di gestione del terreno e dell'erbicida all'interno del campo. Nel primo caso si tratta di evitare la compattazione, di utilizzare le pratiche di *conservation tillage* quando possibile, di migliorare la porosità e la struttura del terreno e di prevenire la formazione della crosta. La gestione dell'erbicida si basa invece sulla riduzione delle dosi applicate (localizzazione, diserbo a tratti, DMR), sulla selezione dei principi attivi in funzione delle condizioni pedoclimatiche e sulla scelta preferenziale dei trattamenti di post-emergenza quando possibile e vantaggioso. E' importante ricordare che la presenza di una fascia tampone non esime l'agricoltore dal mettere in atto il Sistema Integrato di Gestione delle Malerbe (*Integrated Weed Management System-IWMS*) (Shaw, 1982), unica strategia che consente di razionalizzare e soprattutto contenere stabilmente nel tempo l'uso del mezzo chimico.

Misure di mitigazione del ruscellamento superficiale nei terreni in pendio

Il fenomeno del ruscellamento si manifesta con particolare frequenza nei terreni collinari o più in generale caratterizzati da forte pendenza. Il controllo dei fenomeni erosivi e di ruscellamento nei terreni in pendio rappresenta una pratica nella quale l'Italia vanta una lunga tradizione. Le peculiari caratteristiche orografiche di buona parte del territorio italiano hanno infatti determinato lo sviluppo e l'adozione di numerose sistemazioni idraulico agrarie.

Secondo Giardini (2002) è necessario ricorrere alle sistemazioni tipiche dei terreni in pendio quando la pendenza supera il 5%; al di sotto di tale pendenza si può infatti fare riferimento alle sistemazioni dei terreni di piano. Le sistemazioni dei terreni in pendio rappresentano già di per sé delle significative misure di mitigazione, grazie alla disposizione sapiente di fossi, collettori, strade, siepi, terrazze, bande intra-apprezzamento ai bordi delle vie di circolazione. La più antica e ancora diffusa sistemazione per i terreni in pendio in Italia è quella a “rittochino”. Ecco come la presenta Giardini, 2002: “...il pendio è suddiviso in unità colturali da scoline parallele, distanti 15-30 metri l’una dall’altra, ed aventi un andamento rettilineo, il più possibile vicino alla linea di massima pendenza. Le scoline sono spesso fiancheggiate da filari di vite. La lunghezza degli appezzamenti è molto variabile: da poche decine di metri per pendenze del 20-30% a 100-150 metri per pendenze del 5-10%; in media è di 60-80 metri. Anche le arature sono eseguite a rittochino, solo dall’alto verso il basso e con ritorno a vuoto allorché la pendenza è troppo elevata. L’acqua scende a valle sia attraverso le scoline che lungo i solchi di aratura; la massa fluida è quindi finemente frazionata in tanti rivoli per cui la velocità e (quindi l’azione erosiva) risulta frenata. Con pendenze elevate è tuttavia necessario interrompere la discesa dell’acqua con capofossi a girapoggio non troppo distanziati”.

Tale sistemazione ha una sua logica sia per contrastare l’erosione sia per facilitare il lavoro delle macchine. Agli effetti della mitigazione, in presenza a valle di un corso d’acqua da proteggere diventa sostanziale far sì che l’acqua delle scoline non venga subito immessa nel sistema idrico principale ma rimanga bloccata per un certo numero di ore. In questo contesto l’inerbimento dei canali sarebbe molto utile.

Altre sistemazioni che vantano ancora una discreta diffusione sono quella a “cavalcapoggio” e quella a “girapoggio”. La prima, ancora adottata nel Monferrato, nel Pesarese e nell’Appennino Tosco-Emiliano, adatta a pendenze anche del 30%, è caratterizzata da unità colturali di forma regolare delimitate da scoline parallele realizzate a cavalcapoggio. Ciascun filare è solitamente delimitato a valle da un muretto a secco e presenta un distanza da quello successivo variabile tra gli 8 ed i 16 m. La sistemazione a “girapoggio” idonea per pendici regolari, prevede: “...unità colturali delimitate da scoline il cui andamento si discosta leggermente (1-2%) da quello delle curve di livello. In tal modo, se le condizioni lo permettono, la scolina scende a elica attorno al rilievo delimitando fasce di terreno la cui larghezza varia in funzione della pendenza del pendio (in genere 4-5m)” (Giardini, 2002).

Tra i numerosi fattori che governano il ruscellamento e l’erosione, la pendenza del terreno rappresenta nelle zone declivi il fattore preponderante. Campanini *et al.* (1992) attraverso

un'analisi dei dati riportati in bibliografia relativamente alla presenza di agrofarmaci nelle acque di ruscellamento, evidenziano come la pendenza sia uno dei fattori maggiormente in grado di influenzare le perdite di agrofarmaci per ruscellamento (ed erosione). Esiste di fatto una relazione diretta tra pendenza del suolo e quantità di erbicida riscontrata nelle acque di ruscellamento (Figura 3).

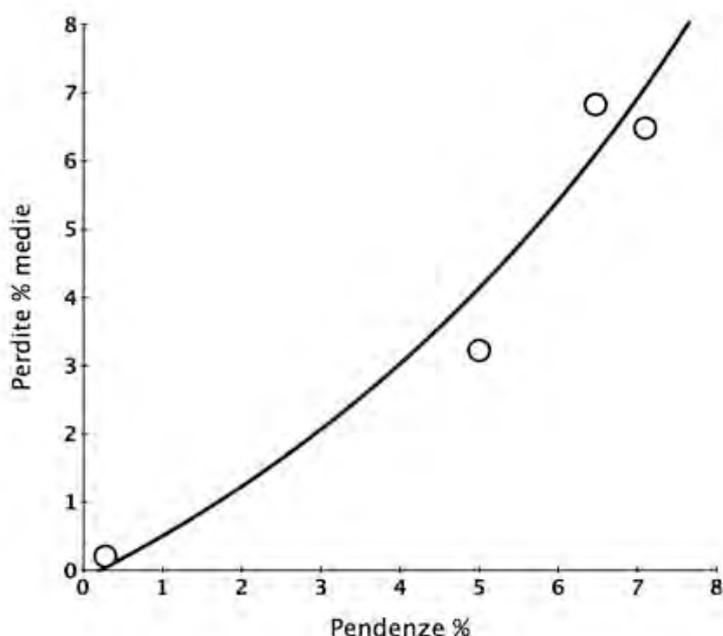


Figura 3. Perdite percentuali medie di atrazina a diverse pendenze (da Campanini *et al.*, 1992).

Nelle linee guida proposte dalla Iowa State University è indicata la larghezza minima delle aree di rispetto in funzione della pendenza del terreno (Iowa State University, 1997; Tabella 7); in questo contesto dette aree sono da considerarsi delle vere e proprie fasce tampone.

Tabella 7. Ampiezza della fascia tampone in condizioni di pendenza del terreno (Iowa State University, 1997).

| Pendenza del terreno (%) | Larghezza minima (m) |
|-------------------------------------|---------------------------------|
| 0-10 | 4,5 |
| 10-20 | 6,1 |
| 20-30 | 7,6 |

Le larghezze sopra indicate sono quelle minime previste, e dovranno certamente essere adeguate a seconda delle specifiche condizioni colturali e di campo.

Del resto il ruolo della pendenza è complesso e appare spesso contraddittorio; si tenga infatti presente che:

1. la velocità di scorrimento superficiale, che aumenta con la pendenza, agisce negativamente sulla cinetica di adsorbimento;
2. più la velocità è grande più lo spessore della lama di ruscellamento è limitato e ciò migliora il contatto acqua-substrato;
3. la pendenza riduce la comparsa del ruscellamento per saturazione favorendo lo scorrimento sottosuperficiale e ciò migliora il contatto dell'acqua col substrato.

La definizione della larghezza della fascia tampone può avvenire anche in funzione del rapporto tra superficie della fascia di rispetto e superficie afferente la fascia stessa. Tale approccio, proposto da Bren (1998) in Australia, può tuttavia non trovare una valida applicazione in altre aree geografiche, dalle diverse e peculiari caratteristiche orografiche. Appaiono quindi più vicine alla realtà italiana le indicazioni, generali ed empiriche, proposte in Francia dal CORPEN (Tabella 8).

Tabella 8. Ampiezza della fascia tampone in terreni collinari (CORPEN, 2007).

| Elementi da considerare | Ampiezza fascia (m) |
|---|----------------------------|
| Lunghezza pendio <100m | 10 |
| Lunghezza pendio >100m | 20 |
| Runoff concentrato in un angolo del campo | 10-20 |

Alcune sperimentazioni condotte in Italia hanno indagato l'efficacia di alcune misure di mitigazione, come le colture di copertura e le lavorazioni conservative, nei confronti del fenomeno del ruscellamento nei terreni in pendio. In particolare il Dipartimento di Scienze e Tecnologie Agroambientali dell'Università di Bologna, ha approfondito gli aspetti legati alla perdita di agrofarmaci e sedimenti dai terreni in pendio (Vicari e Catizone, 2007; Tabella 9). La presenza di una copertura vegetale ha ridotto fortemente le perdite di suolo ed ha limitato in maniera importante il fenomeno del ruscellamento. Tuttavia l'efficacia delle tecniche di lavorazione conservativa nella riduzione dei fenomeni erosivi e di ruscellamento presenta una notevole variabilità a secondo del parametro di riduzione che si considera. Infatti, se tali modalità di gestione del suolo contrastano efficacemente i fenomeni erosivi e quindi il trasporto di sedimenti ed elementi nutritivi, non sempre presentano un'analogia efficacia nei confronti delle molecole di agrofarmaci.

Tabella 9. Mitigazione tramite l'inserimento delle cover crops ed il tipo di lavorazione delle perdite di erbicidi (da Vicari e Catizone, 2007).

| Pendenza del terreno / Anni di sperimentazione | Misura di mitigazione | Risultati |
|---|---|--|
| 15% 1991-1994 | Cover crop di orzo nel mais vs Assenza di cover crop | Riduzione del 70% acqua ruscellata e del 99% del sedimento. Riduzione perdita erbicidi compresa tra 98-99% per la quota in soluzione e tra il 95-98% per quella nel sedimento. Gli erbicidi studiati erano metolacoloro, atrazina, terbutilazina. |
| 15% 1995-1998 | Minima lavorazione (ML) vs Lavorazione convenzionale (LC) | La riduzione per le perdite di sedimento è stata del 98% nel grano e del 23% nel mais e per l'acqua rispettivamente del 60 e del 24%. Le riduzione delle perdite di erbicidi sono risultate comprese, nell'anno più piovoso e quindi indicativo (1996), tra il 20 ed il 33%. Solo la DIA, metabolita dell'atrazina, ha avuto perdite superiori nelle parcelle in ML. |

La tecnica dell'inerbimento dell'interfila ha trovato negli ultimi anni il favore degli agricoltori, spesso anche di quelli originariamente diffidenti nei confronti di questa pratica innovativa. La presenza di un cotico erboso tra i filari dei frutteti o dei vigneti assolve contemporaneamente a molteplici funzioni. Tra queste, fondamentali sono la creazione di un habitat per l'entomofauna utile e l'apporto periodico di sostanza organica al suolo a seguito degli sfalci. Funzione altrettanto importante è quella di rappresentare un ostacolo fisico ai fenomeni erosivi e di ruscellamento, con ovvi riflessi positivi in termini di quantità di sedimenti, nutrienti ed agrofarmaci allontanati. Una sperimentazione pluriennale condotta negli anni novanta nelle Marche mostra come in corrispondenza di eventi piovosi anche intensi, la copertura del suolo garantita dall'inerbimento offra un maggior ostacolo ai fenomeni erosivi, rispetto ad un suolo coltivato a girasole (Balestra *et al.*, 1996). Anche il ricorso alle colture di copertura rientra nelle strategie di controllo del ruscellamento e dell'erosione. Questa pratica diviene importante soprattutto in quei periodi dell'anno nei quali il suolo non è occupato dalla coltura ed è quindi maggiormente esposto ai fenomeni di ruscellamento ed erosione. Nel caso di agrofarmaci ad elevata persistenza od anche di elementi nutritivi quali azoto e fosforo, nel periodo autunno-vernino possono essere allontanate grandi quantità di prodotto. Da qui deriva che le azioni di mitigazione hanno una

validità tutt'altro che stagionale, ma al contrario sono determinanti durante tutto l'arco dell'anno.

Una soluzione alternativa adottabile su piccola scala è quella utilizzata in Francia nella zona dello Champagne. Viene utilizzata la rete viaria che innerva le colline vitate come sistema di convogliamento delle acque di ruscellamento entro bacini di lagunaggio. All'interno di questi bacini le acque subiscono un periodo di breve decantazione prima di confluire nei corpi idrici superficiali. Tale sistema permette un discreto abbattimento del carico inquinante delle acque nell'arco di 10-15 ore, attraverso la sedimentazione e grazie alla presenza di macrofite specifiche. Questo sistema di mitigazione rientra nell'ambito del processo noto come "bio-attenuazione".

Localizzazione delle fasce

Nel caso particolare dei terreni in pendio i fenomeni di ruscellamento ed erosione devono essere affrontati parallelamente e pertanto le soluzioni proposte devono essere valide per entrambi. Non è infatti possibile immaginare strategie di intervento distinte, ma interventi mirati ad evitare o limitare in contemporanea i due fenomeni. La realizzazione di barriere vegetate trasversali ai flussi di ruscellamento rappresenta una tecnica efficace per contrastare il ruscellamento. Le barriere vegetate tuttavia non hanno sempre una larghezza tale da consentire un significativo abbattimento del carico inquinante. Occorre quindi ipotizzare, laddove anche le condizioni orografiche e di frazionamento aziendale lo consentono, la messa in opera di misure che integrino le barriere vegetate e le fasce tampone. In sostanza le barriere vegetate sono un valido strumento solo se inserite in un contesto di buone pratiche agricole finalizzate, da un lato, alla salvaguardia della qualità delle acque superficiali e dall'altro alla riduzione della perdita di suolo dalle zone collinari. Nei terreni di piano, il ruscellamento avviene generalmente per mezzo di una lama d'acqua che si sposta uniformemente lungo il profilo del suolo. In ambienti declivi però, i flussi di ruscellamento tendono spesso a concentrarsi in rivoli più o meno intensi, e ad interessare quindi una superficie limitata. Il concentramento dei flussi di ruscellamento può rendere, in certe condizioni, inutile la presenza delle fasce di rispetto (CORPEN, 2007). Inoltre in caso di precipitazioni intense i flussi di ruscellamento possono causare profonde incisioni del suolo determinando la comparsa di fenomeni erosivi. In queste condizioni fasce di rispetto ripariali boscate o inerbite prossime al corso d'acqua possono non espletare appieno la loro funzione ed essere meno efficaci delle fasce tampone poste ai margini del campo (Reichenberger, 2007).

In presenza di flussi di ruscellamento concentrati appare quindi ottimale realizzare un sistema che associ fasce di rispetto di modesta larghezza lungo il corpo idrico a fasce di maggiore ampiezza lungo i versanti in modo da intercettare e redistribuire i flussi concentrati (Figura 4). In sostanza, nei terreni in pendio ai cui piedi si trovano dei corpi idrici da proteggere non si dovrebbe parlare di fascia tampone unica, ma di un “sistema di fasce vegetate di versante” per rallentare ed intercettare a vari livelli il flusso di runoff.

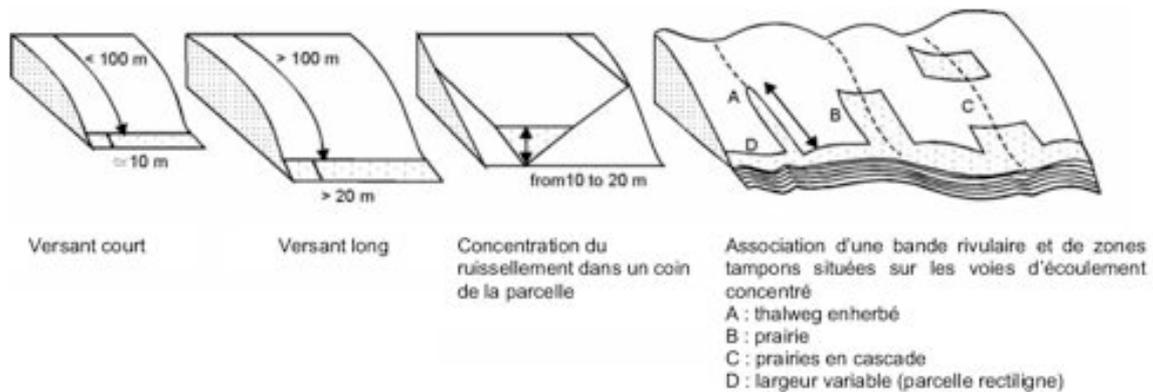


Figura 4. Dimensionamento delle zone tampone inerbite (da CORPEN, 2007).

Merita ricordare che le fasce di rispetto non dovrebbero essere considerate come capezzagne o aree di manovra per le macchine aziendali, soprattutto nel caso di aree declivi. L'inerbimento delle strade di accesso ai coltivi nelle zone collinari, evita che grandi quantità di suolo e di agrofarmaci raggiungano il fondo dei pendii e così i corsi d'acqua. Tuttavia il continuativo transito dei mezzi agricoli comporta la formazione di zone di compattamento che ostacolano la crescita della vegetazione e divengono canali preferenziali di scorrimento delle acque. In proposito è possibile interrompere questi flussi realizzando taglia-acqua (piccoli avvallamenti trasversali alla direzione della strada) che convogliano le acque ai lati della stessa, redistribuendo il flusso verso zone a maggiore capacità assorbente. Nei terreni in pendio il problema del ruscellamento e dell'erosione deve essere affrontato in maniera più articolata rispetto alle condizioni dei terreni di piano. Diventa cioè essenziale un approccio ancora più integrato al problema, che permetta di adottare un insieme di misure di contrasto in grado di garantire un efficace abbattimento dei rischi di inquinamento dei corpi idrici e di perdita di suolo. Tali misure non dovranno perciò riguardare il singolo appezzamento, ma l'intero sistema collinare nel quale esso è inserito.

Misure di mitigazione della deriva

Per *deriva* si intende il trasporto atmosferico dell'agrofarmaco lontano dal bersaglio. Con la deriva si incorre nel rischio che una porzione dell'agrofarmaco vada a depositarsi su una superficie di terreno, su vegetazione diversa da quella trattata o su corpi idrici. Correntemente, parlando di *deriva* ci si riferisce esclusivamente allo spostamento fisico di una parte delle gocce che compongono il getto irrorato, le quali vengono trasportate come particelle sospese dalla massa d'aria in movimento presente intorno al getto stesso. La deriva non comprende quindi il trasporto dell'agrofarmaco attraverso l'atmosfera in forma gassosa, definito generalmente come *volatilizzazione*, né l'allontanamento ad opera del vento di particelle di suolo contenenti il prodotto stesso. La deriva, nota nella terminologia anglosassone con il termine *drift*, viene a volte riferita nella letteratura non tanto al solo fenomeno del trasporto appena descritto, quanto piuttosto alla deposizione delle gocce trasportate al di fuori dei bersagli voluti. In molti casi, inoltre, il termine *drift* viene utilizzato per definire il trasporto dell'agrofarmaco sia in forma di gocce di miscela distribuita, sia in forma di gas. In tal caso si distinguono comunque in genere una *particle drift* (*application drift, droplet drift, spray drift, primary drift*) ed una *vapor drift* (*dry deposition, evaporation, secondary drift*), che si riferiscono rispettivamente ai due fenomeni (Asman *et al.*, 2003; Wolf, 2000; Wolf e Cessna, 2004; Carlsen *et al.*, 2006a, 2006b; ISO, 2005). La mancanza di una definitiva convergenza sulla terminologia da adottare è anche in parte dovuta al fatto che le due modalità di trasporto possono verificarsi contemporaneamente. Durante l'irrorazione, infatti, una parte dell'agrofarmaco può passare nella fase gassosa a seguito della evaporazione delle gocce. Per indicare in modo univoco la deriva dovuta allo spostamento delle gocce durante e subito dopo l'irrorazione si propone di utilizzare il termine *deriva primaria*, per distinguerla dalla *deriva secondaria*, che definisce il trasporto dell'agrofarmaco a seguito del processo di volatilizzazione.

Rispetto alle perdite per ruscellamento o per lisciviazione, il rischio di contaminazione delle acque superficiali a causa della deriva risulta generalmente molto più basso, soprattutto nel caso di trattamenti effettuati su colture erbacee nei quali il getto viene diretto verso il basso (Huber *et al.*, 2000). Tuttavia, a livello europeo, ed in particolare nei paesi del centro-nord, l'attenzione nei confronti della deriva da parte degli organi competenti in materia di impiego di agrofarmaci ha avuto uno sviluppo più consistente, probabilmente per la maggiore "visibilità" del fenomeno, che può determinare, rispetto al

ruscellamento e alla lisciviazione, una esposizione per i corpi idrici più intensa, anche se di più breve durata (Reichenberger *et al.*, 2006).

In questo lavoro si fa riferimento ai trattamenti effettuati sul terreno o sulla vegetazione, in genere di limitato sviluppo in altezza, con irroratori a barra.

Molti fattori possono influenzare la deriva, anche se il più importante è rappresentato dalle dimensioni iniziali delle gocce. Quelle più piccole cadono a terra lentamente e sono più soggette al trasporto laterale a seguito del movimento dell'aria. Durante l'irrorazione, la miscela contenente l'agrofarmaco viene spruzzata verso la superficie del terreno sotto forma di gocce di forma pressoché sferica di dimensioni variabili e comprese per lo più fra qualche decina e alcune centinaia di micrometri. Le gocce con un diametro inferiore ai 100 μm sono pressoché invisibili singolarmente se non ad elevate concentrazioni, sotto forma di nebbia, sono più influenzate dalla turbolenza dell'aria che dall'azione della gravità e sono pertanto maggiormente soggette a fenomeni di deriva (Hobson *et al.*, 1993).

Al momento della fuoriuscita dall'ugello il getto irrorante ha generalmente una velocità di oltre 65 km/h e le gocce, se non caricate elettrostaticamente, sono soggette a forze che possono influenzarne la velocità e il movimento, ed in particolare alla forza di resistenza dell'aria e a quella di gravità. Queste due forze agiscono in modo opposto tendendo la prima a ridurre la velocità iniziale delle gocce e quella di gravità a favorirne la caduta al suolo. La goccia raggiunge una velocità di caduta teoricamente stabile (velocità di sedimentazione) ad una distanza dall'ugello direttamente proporzionale alla dimensione della goccia stessa. Gocce con diametro di 100 μm , ad esempio, raggiungono la velocità di sedimentazione già a 20 cm dall'ugello. In Tabella 10 si riportano la velocità di sedimentazione, il tempo di transito e la distanza di impatto della goccia dall'ugello, per un ugello posto a 50 cm dal suolo e in presenza di un vento di 5 m/s.

Tabella 10. Relazione tra dimensione della goccia e potenziale di deriva (da Asman et al., 2003, modificata).

| Diametro gocce [μm] | Velocità di sedimentazione [m/s] | Tempo di caduta (fra uscita goccia e impatto al suolo - ugello a 50 cm dal suolo)* [s] | Distanza di impatto al suolo ** [m] |
|--|---|---|--|
| 10 | 0.0030 | 166.67 | 231.5 |
| 20 | 0.012 | 41.67 | 57.9 |
| 50 | 0.072 | 6.94 | 9.6 |
| 100 | 0.25 | 2.00 | 2.8 |
| 200 | 0.70 | 0.71 | 1.0 |
| 500 | 2.0 | 0.25 | 0.3 |

)*: si ipotizza che la velocità di sedimentazione venga raggiunta già all'uscita dall'ugello. *)*: si ipotizza che le gocce abbiano la stessa velocità di spostamento laterale data dal vento.

Rispetto alle condizioni reali, i valori teorici calcolati per le diverse classi dimensionali delle gocce possono discostarsi di molto a causa di numerosi fattori. Tra i più importanti vi sono, oltre al vento, l'umidità atmosferica, che condiziona la velocità di evaporazione delle gocce e quindi, indirettamente, le dimensioni delle stesse ed il loro tempo di caduta, la turbolenza dell'aria, la stabilità dell'atmosfera. La distanza dall'ugello alla quale la goccia raggiunge la velocità di sedimentazione, nelle condizioni reali è normalmente maggiore rispetto ai valori teorici poiché durante l'irrorazione, la massa di gocce in movimento determina la formazione di una corrente d'aria che si sposta parallelamente alla massa stessa e nella stessa direzione. La formazione di questa corrente d'aria parallela al getto determina, tuttavia, una depressione. Nel caso di trattamenti diretti verso il suolo con barra irroratrice, tale depressione è compensata, nel fronte di avanzamento, dall'aria incontrata durante l'avanzamento stesso. Nel fronte opposto all'avanzamento, la depressione determina il richiamo di aria dalle zone adiacenti, con formazione di turbolenza, che può causare una alterazione significativa della traiettoria di caduta delle gocce, in particolare di quelle di più piccole dimensioni, che possono essere addirittura trasportate ad una quota superiore a quella dall'ugello (Figura 5).

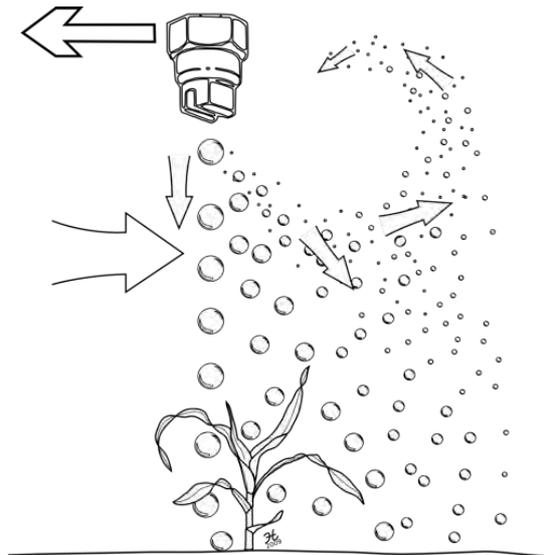


Figura 5. Movimento delle gocce rispetto alla direzione di avanzamento dell'ugello (da Asman *et al.*, 2003, modificata).

Paradossalmente, condizioni di aria estremamente calma possono favorire la deriva, in quanto si associano spesso a fenomeni di inversione termica. La presenza di un gradiente di temperatura dell'aria crescente dal livello del suolo verso l'alto induce la nuvola formata dalle gocce più piccole e portata alla quota cui si trova la barra irroratrice o più in alto dai fenomeni di turbolenza appena descritti a rimanere sospesa a lungo nell'aria, e spostarsi così sottovento per lunghe distanze anche in presenza di venti molto deboli (Wolf, 2000; Klein e Ogg, 2007).

Le misure di mitigazione della deriva possono essere di diverso tipo a seconda che siano finalizzate a ridurre la formazione della deriva o che siano volte ad impedirne gli effetti. Se si scompone il fenomeno della deriva primaria nei suoi elementi principali, è possibile distinguere fondamentalmente tre ambiti di intervento per ridurla:

1. Produzione delle gocce: caratteristiche del getto irrorato e aspetti fluidodinamici e aerodinamici connessi (in particolare dimensioni delle gocce e loro velocità);
2. Trasporto delle gocce: caratteristiche degli elementi climatici nell'atmosfera presente fra punto di irrorazione e bersaglio (es. temperatura, umidità relativa dell'aria, presenza di vento, turbolenze, inversione termica);
3. Intercettazione della deriva: rientrano in questo ambito le pratiche finalizzate a minimizzare l'entità del deposito di gocce alla deriva nell'atmosfera su superfici non bersaglio (es. colture adiacenti, acque di superficie, ecc.).

Produzione delle gocce

Gli interventi possibili devono essere finalizzati alla riduzione della popolazione di gocce componenti il getto irrorato aventi un diametro ridotto, ed in particolare di quelle con diametro inferiore a 100 μm . Ulteriori interventi possono avere come obiettivo quello di ottenere la produzione di gocce con una maggiore velocità iniziale (ovvero all'uscita dell'ugello), oppure di modificare le condizioni aerodinamiche nel volume corrispondente al getto irrorato e nel suo intorno. La riduzione della frazione di gocce di piccole dimensioni può essere ottenuta in parte regolando opportunamente la pressione di esercizio. All'aumento della pressione corrisponde, infatti, una riduzione della dimensione delle gocce e normalmente la relazione tra il volume distribuito e la pressione non è di tipo lineare: ad esempio il raddoppio del volume richiede un aumento della pressione di quattro volte.

Diverse tipologie di ugelli sono state sviluppate per ridurre il rischio di deriva, tra le più diffuse si ricordano i *low drift* (dotati di pre-camera), quelli a specchio a bassa pressione (es. *Turbo TeeJet*) e quelli ad iniezione di aria. Per tutte le tipologie l'obiettivo principale è quello di produrre un getto con una frazione di gocce di piccole dimensioni più contenuta rispetto ad un ugello convenzionale, rispetto al quale è possibile ottenere una riduzione della deriva dell'ordine del 40% (*low drift*), del 30% (a specchio a bassa pressione) e fino a oltre l'80% (iniezione d'aria) (Balsari, 2008).

Modificando le caratteristiche aerodinamiche nell'intorno del getto si possono ottenere maggiori velocità delle gocce verso il suolo, riducendo così il loro tempo di permanenza in atmosfera, e limitare la formazione di turbolenze che mantengono le gocce più piccole in sospensione nell'atmosfera stessa. In questo senso, diverse sono le soluzioni proposte, tra cui l'impiego di barre con manica d'aria, in grado di ridurre la deriva del 70-80% (Balsari, 2008) e l'utilizzo di barre in cui gli ugelli hanno un angolo diverso da 90° rispetto al suolo. E' da notare che l'utilizzo di ugelli di fine barra con getto asimmetrico crea delle condizioni aerodinamiche sfavorevoli alla formazione di deriva lungo la direzione parallela alla barra.

Ulteriori interventi in questo ambito possono prevedere, ad esempio, l'impiego di ugelli schermati, secondo il principio di isolare in uno spazio limitato il sistema ugello-atmosfera-bersaglio. Questa tecnica consente di abbattere la deriva quasi a zero ma è applicabile efficacemente solo in alcune condizioni, come ad esempio nel diserbo localizzato.

Un aspetto rilevante da considerare e per il quale è crescente l'interesse da parte della ricerca è relativo alla miscela fitoiatrica. Mentre le caratteristiche chemiodinamiche dei principi attivi impiegati risultano scarsamente correlate con le dimensioni delle gocce, una notevole influenza è invece data dalle caratteristiche del formulato distribuito. Additivi diversi possono

avere un effetto differente sulle dimensioni delle gocce e l'interazione col tipo di ugello può risultare anche piuttosto complessa (Chapple *et al.*, 1993). In esperienze condotte in Italia, Meriggi *et al.* (2007) hanno osservato una significativa riduzione della deriva, in particolare alla distanza di 3 e 5 metri dal punto di irrorazione, impiegando un additivo a base di lecitina di soia (Gondor).

Trasporto delle gocce

Per quanto riguarda il trasporto delle gocce, assumono un'importanza fondamentale sia la distanza fra punto di irrorazione e bersaglio (in pratica, l'altezza della barra), sia tutte le variabili climatiche in grado di condizionare la longevità delle gocce e la loro permanenza in sospensione nell'atmosfera. Con la riduzione dell'altezza della barra aumenta la probabilità che le gocce giungano all'obiettivo (suolo o pianta) prima che la loro perdita di velocità sia tale da determinare la comparsa di deriva. L'abbassamento della barra richiede necessariamente l'uso di ugelli ad ampio angolo di spruzzo. In queste condizioni è però essenziale mantenere il più possibile costante la distanza dal bersaglio durante l'avanzamento per assicurare una copertura di distribuzione uniforme. Questo accorgimento consente riduzioni della deriva anche considerevoli. Prove condotte dal DEIAFA dell'Università di Torino indicano, ad esempio, una riduzione della deriva del 45% a seguito di una relativamente modesta riduzione dell'altezza della barra (da 80 a 60 cm; Balsari, 2008).

Tra le variabili climatiche il vento è certamente il fattore più critico per quanto riguarda il rischio di deriva in quanto maggiore è la sua velocità e maggiore è l'allontanamento delle gocce dal bersaglio. Nelle normali condizioni operative è sempre opportuno trattare con velocità del vento inferiore a 5 m/s (cioè 18 km/h). L'applicazione alla barra di distributore di specifici dispositivi deflettori consente di limitare gli effetti di deriva legati all'azione del vento. In relazione al rischio di esposizione di aree sensibili (colture su cui il prodotto distribuito può risultare dannoso, corsi d'acqua, ecc.) particolare importanza assume anche la direzione del vento che non deve favorire il trasporto delle gocce irrorate verso l'area sensibile.

Il movimento dell'aria in senso verticale, è comunemente trascurato o considerato di importanza limitata nella formazione della deriva. Questo fenomeno è normalmente più accentuato in assenza di vento, quando la temperatura dell'aria vicino al suolo è più bassa di quella negli strati superiori (inversione termica).

L'umidità bassa e la temperatura elevata favoriscono l'evaporazione riducendo la dimensione delle gocce ed aumentando la deriva potenziale. In tal senso, come regola generale, è opportuno trattare quando l'umidità dell'aria è superiore al 70% (Klein e Ogg, 2007).

Intercettazione della deriva

In presenza di deriva, gli unici accorgimenti a disposizione per evitare che una parte delle gocce vada a depositarsi fuori dal bersaglio, come una coltura adiacente all'area trattata, un corso d'acqua o altra zona da proteggere, consistono nel far sì che le gocce si depositino (ovvero vengano *intercettate*) su di una superficie interposta tra il terreno trattato e la zona da proteggere. I metodi a disposizione sono sostanzialmente riconducibili all'impiego di **aree di rispetto**, dotate o meno di barriere (vedi Figura 1). Per la descrizione delle varie tipologie di aree di rispetto si rimanda alla parte iniziale del presente lavoro. L'efficacia delle aree di rispetto nei confronti della deriva è legata alla progressiva riduzione del deposito di gocce che si verifica all'aumentare della distanza dall'area trattata. In generale, nel caso di trattamenti con barre irroratrici, la percentuale della dose applicata rilevata con captatori orizzontali posti a livello del suolo segue un andamento descrivibile con una potenza della distanza. Rautmann *et al.* (2001, citato da Carlsen *et al.*, 2006), analizzando i risultati di circa 120 sperimentazioni su colture erbacee e in frutteti, propongo la seguente equazione:

$$y = 2.775x^{-0.9787} \quad r^2 = 0.9873 \quad (3)$$

dove y è il deposito a terra di agrofarmaco in % della dose distribuita e x è la distanza in metri dall'area trattata. Si noti l'analogia con l'equazione proposta dal modello SWAT (eq. 2). Sebbene in questa equazione siano inclusi anche i risultati di prove condotte su frutteti, dove presumibilmente sono stati impiegati atomizzatori, i valori che si ottengono sono molto simili a quelli proposti da Ganzelmeier *et al.* (1995) per le colture erbacee. Questa formula calcola una forte riduzione della deposizione di agrofarmaco già nei primi metri dall'area trattata e oltre i 3 metri la quantità che si deposita è inferiore all'1% della dose distribuita (Figura 6).

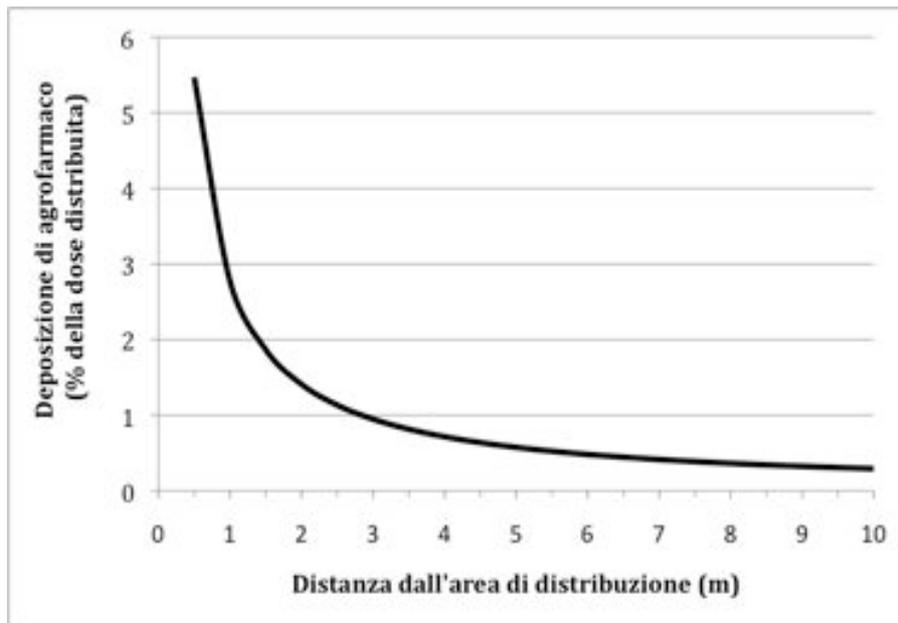


Figura 6. Relazione fra distanza dall'area trattata e deposizione di agrofarmaco (ottenuta utilizzando la formula proposta da Rautmann *et al.*, 2001).

La presenza di barriere a sviluppo verticale all'interno delle aree di rispetto rappresentate da vegetazione arbustiva e arborea costituisce un ulteriore efficace sistema di intercettazione della deriva. In questo caso, il livello di abbattimento della deriva può raggiungere anche il 90% (Van de Zande *et al.*, 2000). Una caratteristica particolarmente importante della barriera vegetata è rappresentata dalla sua porosità ottica, che condiziona la capacità "filtrante" della barriera nei confronti della deriva. Valori ottimali di porosità si collocano tra il 40 e il 50%. Una barriera eccessivamente fitta (poco porosa), qualora investita da vento in direzione perpendicolare alla stessa, può deviare il flusso d'aria verso l'alto e determinare la formazione di turbolenze a valle, limitando così l'efficacia nel contenimento della deriva. In letteratura viene indicata una maggiore efficacia di barriere formate da più file di alberi, anche se studi recenti di Lazzaro *et al.* (2008) indicherebbero che l'efficacia sia da porre in relazione soprattutto alla porosità ottica totale della barriera.

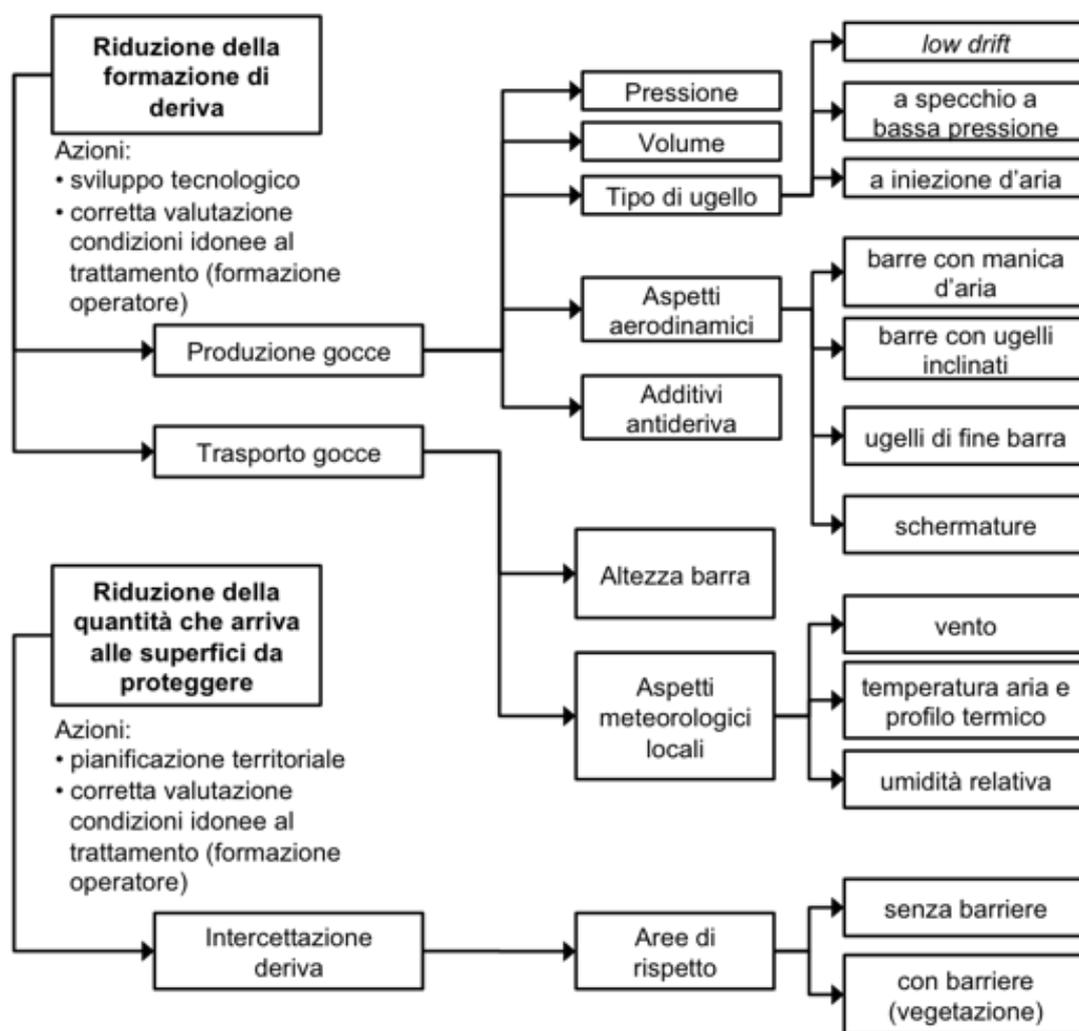


Figura 7. Schema relativo ai possibili interventi per la riduzione della formazione della deriva e del contatto con le superfici da proteggere.

Integrazione fra metodi di mitigazione della deriva

Analogamente a quanto osservato a proposito del ruscellamento, la gestione della deriva può risultare particolarmente efficace quando diversi approcci, metodologie e tecniche di contenimento del fenomeno vengono combinati in un sistema integrato. Poiché alcuni dei metodi descritti possono avere un effetto parzialmente additivo, è possibile ipotizzare di intervenire soprattutto sui metodi relativamente meno costosi. In questo senso, ad esempio, è ragionevole puntare sulla riduzione della formazione della deriva, investendo sugli aspetti tecnologici dei sistemi di distribuzione, al fine di poter ridurre le dimensioni delle aree di rispetto.

In questo senso, ad esempio, il LERAP inglese (Local Environmental Risk Assessment for Pesticides) propone la possibilità di definire aree di rispetto di dimensioni diverse a seconda

della tipologia di ugello impiegata e dell'importanza del corso d'acqua adiacente al campo che si intende proteggere (DEFRA, 2001). Il LERAP classifica gli ugelli in tipologie standard (livello di deriva >0.75) e low drift (in tre categorie, con livelli di deriva da 0.75 a <0.25) e i corsi d'acqua in tre classi di larghezza da <3 m a >6 m. A seconda delle possibili combinazioni, e anche considerando la dose di impiego, l'area di rispetto può variare da 1 m a 5 m (Tabella 11). Ricorrendo quindi ad una *drift reducing technique* (Reichenberger *et al.*, 2006) quale l'uso di ugelli antideriva, la fascia di rispetto può essere contenuta entro 1-2 m di larghezza.

Tabella 11. Larghezze minime dell'area di rispetto (in metri) proposte dal LERAP in funzione delle dimensioni del corso d'acqua, del tipo di ugello e della dose di impiego rispetto alla dose indicata in etichetta (da Matthews, 2006).

| Larghezza del corso d'acqua | Dose piena | | | Mezza dose | | | | |
|-----------------------------|-----------------|-------------|--------------|---------------|-----------------|-------------|--------------|---------------|
| | ugello standard | low drift ☆ | low drift ☆☆ | low drift ☆☆☆ | ugello standard | low drift ☆ | low drift ☆☆ | low drift ☆☆☆ |
| < 3 m | 5 | 4 | 2 | 1 | 2 | 1 | 1 | 1 |
| 3-6 m | 3 | 2 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| > 6 m | 2 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |

ugello standard: ugello 11003 a 3 bar, altezza barra 50 cm; low drift ☆: livello deriva tra 0.75 e 0.5; low drift ☆☆: livello deriva tra 0.5 e 0.25; low drift ☆☆☆: livello deriva inferiore a 0.25.

In Italia, risultati significativi si riferiscono agli studi realizzati in Piemonte (Balsari e Marucco, 2009). In questi lavori, è stato individuato un criterio che ha consentito di classificare 27 diverse configurazioni della barra in 10 diverse categorie di rischio in funzione della deriva. Come riferimento si è adottata la configurazione ritenuta più ampiamente utilizzata nella pratica corrente (barra portata da 10 m equipaggiata con ugelli a fessura convenzionali e impiegata ad un'altezza di lavoro di 80 cm). Sulla base delle corrispondenti curve della deriva reale, ottenute applicando la metodologia ISO 22866 (ISO, 2005) con velocità del vento dell'ordine di 5 m/s, a ciascuna categoria è quindi stata attribuita una larghezza della fascia di rispetto, ipotizzando diversi limiti di accettabilità per il deposito di deriva a terra (rispettivamente 5%, 3% oppure 1% del volume distribuito). Con limiti di accettabilità dell'1% ed impiegando barre in grado di ridurre la deriva potenziale di circa il 75% rispetto alla barra ordinaria di riferimento, è possibile ottenere riduzioni dell'ordine del 65% della larghezza dell'area di rispetto.

Bibliografia

- Arnold JG, Srinivasan R, Muttiah RS, Ewilliams JR (1998). Large area hydrologic modelling and assessment part I: Model development. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 34 (1): 73-89.
- Asman W, Jørgensen A, Jensen PK (2003). Dry deposition and spray drift of pesticides to nearby water bodies. *Pesticide research* 66: 171.
- Balsari P (2008). L'importanza della deriva del prodotto fitosanitario e le misure per prevenirla previste dalla direttiva sull'uso sostenibile degli agrofarmaci. Presentazione svolta all'incontro *La classificazione delle macchine irroratrici in funzione della deriva generata*. Roma, Italy, 2 Ottobre 2008.
- Balsari P, Marucco P (2009). Il ruolo delle macchine irroratrici nel contenimento della deriva. In: *Atti del XVII convegno S.I.R.F.I. "Protezione dei corpi idrici superficiali dall'inquinamento da agrofarmaci"*. Bologna, Italy, 19 Maggio 2009, pp 87-103.
- Balestra L, Roggero PP, Rastelli R, Rossi N (1996). Presence of herbicides in drainage water from agricultural fields treated with different agronomic inputs. *Proceeding of the X Symposium on pesticide chemistry*. Piacenza, Italy, 30 September-2 October 1996. pp 465-472.
- Berenzen N, Lentzen-Godding A, Probst M, Schulz H, Schulz R, Liess M (2005). A comparison of predicted and measured levels of runoff-related pesticide concentrations in small lowland streams on a landscape level. *Chemosphere* 58: 683-691.
- Bren LJ (1998). The geometry of a constant buffer-loading design method for humid watersheds. *Forest ecology and management* 110: 113-125.
- Campanini L, Rossi Pisa P, Catizone P (1992). La presenza di erbicidi nelle acque di ruscellamento superficiale e nel terreno eroso da zone declivi. In: *Atti del convegno "Controllo delle piante infestanti"*. Bologna, Italy, 21-22 gennaio 1992. pp 189-214.
- Cardinali A, Loddo D, Marotta E, Otto S, Zanin G (2008). Monitoring of three maize herbicides in water runoff using liquid chromatography-mass spectrometry. *Proceedings Book "Chemicals and their residues in food and water. New scenarios of the modern sustainable agricultural production"*. Piacenza, Italy, 13-14 November. Annual Conference of the Mediterranean Group of Pesticide Residue, pp 61-62.
- Carlsen SCK, Spliid NH, Svensmark B (2006a). Drift of 10 herbicides after tractor spray application. 1. Secondary drift (evaporation). *Chemosphere* 64: 787-794.
- Carlsen SCK, Spliid NH, Svensmark B (2006b). Drift of 10 herbicides after tractor spray application. 2. Primary drift (droplet drift). *Chemosphere* 64: 778-786.
- Chapple AC, Downer RA, Hall FR (1993). Effects of spray adjuvants on swath patterns and droplet spectra for a flat-fan hydraulic nozzle. *Crop Protection* 12: 579-590.
- CORPEN (2007). Les fonctions environnementales des zones tampons. Iere Edition. www.developpement-durable.gouv.fr.
- DEFRA (2001). Local Environment Risk Assessment for Pesticides (LERAP). Horizontal boom sprayers. A step by step guide to reducing aquatic buffer zones in the arable sector. UK.
- FOCUS (2007). Landscape and mitigation factors in aquatic risk assessment. Detailed Technical Reviews Report of the FOCUS Working Group on Landscape and Mitigation Factors in Ecological Risk Assessment, EC Document Reference SANCO/10422/2005v2.0., vol 2, 436 pp.

- Ganzelmeier H, Rautmann D, Spangenberg R, Streloke M, Hermann M, Wenzelburger HJ, Walter HF (1995). Studies on the spray drift of plant protection products. Results of a test program carried out throughout the Federal Republic of Germany. Herausgegeben von der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Berlin-Dahlem; H305. ISBN: 3-8263-3039-2.
- Garratt J, Kennedy A (2006). Use of models to assess the reduction in contamination of water body by agricultural pesticides through the implementation of policy instruments: a case study of the Voluntary Initiative in the UK. *Pest Management Science* 62: 1138-1149.
- Giardini L (2002). *Agronomia generale, ambientale e aziendale*. Patron, Bologna. 744 pp.
- Hobson PA, Miller PCH, Walklate PJ, Tuck CR, Western NM (1993). Spray drift from hydraulic spray nozzles: the use of a computer simulation model to examine factors influencing drift. *Journal of Agricultural Engineering Research* 54: 293-305.
- Huber A, Bach M, Frede HG (2000). Pollution of surface waters with pesticides in Germany: modeling non-point source inputs. *Agriculture Ecosystems & Environment* 80: 191-204.
- ISO (2005). Equipment for crop protection – Methods for field measurement of spray drift. International Standard 22866, 22 pp.
- Klein RN, Ogg CL (2007). Spray drift of pesticides. *NebGuide, University of Nebraska, Linconl. Documento G1773*.
- Lazzaro L, Otto S, Zanin G (2008). Role of hedgerows in intercepting spray drift: Evaluation and modelling of the effects. *Agriculture Ecosystems and Environment* 123: 317-327.
- Matthews GA (2006). *Pesticides: health, safety, and the environment*. 235 pp. Blackwell Publishing, Oxford, UK.
- Melcher CP, Skagen SK (2005). Grass buffers for playas in agricultural landscapes: A literature synthesis. U.S Geological Survey, Biological Resources Discipline, Open-File Report 2005-1220, 35 pp.
- Meriggi P, Wohlhauser R, Anderau V, Marchetti C (2007). Studio sulla deriva da trattamenti in post-emergenza del mais. Effetti di alcune misure di mitigazione (velocità di avanzamento combinato al tipo di ugelli, manica d'aria e additivo a base di lecitina di soia) nel contenimento del fenomeno della deriva. Anno 2007. www.gemmagrofarmaci.org
- Milan M, Vidotto F, Tesio F, Negre M, Ferrero A (2008). Buffer strip effect on terbuthylazine runoff in light level soil. *International Weed Science Conference, Vancouver, 23-27 June 2008*.
- Otto S, Vianello M, Infantino A, Zanin G, Di Guardo A (2007). Effect of a full-grown vegetative filter strip on herbicide runoff: Maintaining of filter capacity over time. *Chemosphere* 71: 74-82.
- Otto S, Lazzaro L, Finizio A, Zanin G (2009). Estimating effects of pesticide drift on nontarget arthropods in field hedgerows. *Environmental Toxicology and Chemistry* 28: 853-863.
- Rautmann D, Streloke M, Winkler R (2001). New basic drift values in the authorization procedure for plant protection products. In: Forster R, Streloke M, editors. *Workshop on Risk Assessment and Risk Mitigation Measures in the Context of Authorization of Plant Protection (WORMM): 27-29 September 1999*. Berlin, Parey. Mitt. Biol. Bundesanst. Land-Forstwirtschaft., vol. 383, pp 133-141.

- Reichenberger S, Bach M, Skitschak A, Frede HG (2006). State of the art review on mitigation strategies and their effectiveness. Report DL#7 of the FP6 EU-funded FOOTPRINRT project (www.eu-footprint.org), 76 pp.
- Reichenberger S, Bach M, Skitschak A, Frede HG (2007). Mitigation strategies to reduce pesticide inputs into ground-and surface water and their effectiveness; a review. *Science of the Total Environment* 384: 1-35.
- Rogers MR, Stringfellow WT (2009). Partitioning of chlorpyrifos to soil and plants in vegetated agricultural drainage ditches. *Chemosphere* 75: 109-114.
- Schulz R, Peall S (2001). Effectiveness of a constructed wetland for retention of non point-source pesticide pollution in the Lourens River catchment, South Africa. *Environ. Sci. Technol.* 35: 422-426.
- Shaw W (1982). Integrated weed management systems. *Weed Science* 30 (suppl.2): 1-12.
- Smith M (1999). Vegetative filter strip for improved water quality. Iowa State University, University Extension, pp 2-4.
- USDA, 2000. Conservation buffers to reduce pesticide losses. United States Department of Agriculture- Natural Conservation Services (USDA-NRCS), pp 1-21.
- Van de Zande JC, Michielsen JMGP, Stallinga H, De Jong A (2000). The effect of windbreak height and air assistance on exposure of surface water via spray drift. In: *Proceedings of the British Crop Protection Conference-Pests and Diseases 2000*, Brighton, UK, pp 91-96.
- Vianello M, Vischetti C, Scarponi L, Zanin G (2005). Herbicide losses in runoff events from a field with a low slope: role of a vegetative filter strip. *Chemosphere* 61: 717-725.
- Vicari A, Catizone P (2007). Studi di lungo periodo sull'inquinamento diffuso da diserbanti. In: *Atti del XVI convegno S.I.R.F.I. "Uso sostenibile degli agrofarmaci: la nuova direttiva comunitaria, problematiche applicative e ruolo della ricerca"*. Bologna, Italy, 5 Aprile 2007, pp 145-157.
- Winkler R (2001). Konzept zur Bewertung des Eintrags von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächen- und Grundwasser unter besonderer Berücksichtigung des Oberflächenabflusses (Dokumentation zum Modell EXPOSIT). Umweltbundesamt, Berlin, Germany, 27 September 2001.
- Wolf R (2000). Strategies to reduce spray drift. *Kansas State University*. Documento MF-2444.
- Wolf TM, Cessna AJ (2004). Protecting aquatic and riparian areas from pesticide drift. In: *Proceedings of International conference on pesticide application for drift management*. Waikoloa, Hawaii, 27-29 ottobre 2004, pp 59-71.
- Zanin G, Catizone P (2003). La Malerbologia. In Giornata di studio: "Evoluzione dei mezzi di difesa fitosanitaria". Estratto da " *I Georgofili - Quaderni - 2003*, pp 195-269.

IL RUOLO DELLE MACCHINE IRRORATRICI NEL CONTENIMENTO DELLA DERIVA

BALSARI P., MARUCCO P.

*Università di Torino – DEIAFA Sez. Meccanica – Via L. da Vinci 44 10095 Grugliasco (TO)
E-mail: paolo.balsari@unito.it*

Riassunto

Le macchine irroratrici rivestono un ruolo importante al fine di mitigare il fenomeno della deriva del prodotto fitoiatrico. Attraverso la loro corretta regolazione e l'adozione di opportuni accorgimenti tecnici è possibile abbattere significativamente l'entità della deriva e, di conseguenza, limitare l'ampiezza delle zone di rispetto (buffer zones) che è necessario osservare per la salvaguardia dell'ambiente durante l'esecuzione dei trattamenti fitoiatrici. In numerosi Paesi europei è già stata effettuata una classificazione delle irroratrici in funzione della deriva da esse generata e, sulla base di questa classificazione, sono state definite le ampiezze delle zone di rispetto. In Italia ciò non è ancora stato fatto ed occorre adeguare la classificazione delle irroratrici in funzione della deriva generata al variegato panorama di realtà agro-ambientali che caratterizza il nostro Paese. Alcuni studi sono già stati condotti, ma occorre approfondirli e completarli per giungere al più presto, anche in Italia, ad una definizione delle ampiezze delle aree di rispetto che tenga conto delle tipologie di macchine irroratrici utilizzate e delle modalità di distribuzione adottate nel corso dei trattamenti fitoiatrici.

Parole chiave

Zona di rispetto; Deriva potenziale; Ugelli antideriva; Manica d'aria.

Summary

The role of sprayers in reducing drift

Sprayers play a key role in reducing drift. Through their correct calibration and the adoption of appropriate devices it is possible to significantly contain the amount of spray drift generated during pesticide application. Therefore it is possible to limit the width of buffer zones that are necessary for safeguarding the environment. In several European countries a classification of sprayers according to drift risk has already been made, and based on this classification, the widths of buffer zones have been defined. In Italy this has still to be done and the classification of sprayers according to drift risk shall be adapted to the different agricultural and environmental conditions that are present in the country. Some studies were made, but it is necessary to complete them in order to achieve as soon as possible, also in Italy, a definition of buffer zones which takes into account the sprayer characteristics and the spraying parameters adopted for pesticide application.

Keywords

Buffer zone; Potential drift; Low-drift nozzles; Air-assisted boom sprayer.

Introduzione

Negli ultimi anni le implicazioni ambientali legate all'esecuzione dei trattamenti fitosanitari sono state oggetto di una crescente attenzione a livello internazionale. L'Unione Europea ha promosso una serie di studi sul tema e, nel 2002, ha avviato una strategia tematica mirata a promuovere una specifica Direttiva sull'uso sostenibile dei prodotti fitosanitari, il cui obiettivo principale è la riduzione dei rischi per la salute umana e per l'ambiente legati all'impiego di tali prodotti. Nel gennaio del 2009 il Parlamento Europeo ha approvato il testo definitivo della Direttiva che istituisce un quadro per l'azione comunitaria ai fini dell'utilizzo sostenibile dei prodotti fitosanitari - COM (2006) n° 373.

Nell'ambito della Direttiva è previsto, in particolare, che durante la fase di distribuzione dei prodotti fitosanitari, vengano adottati tutti gli accorgimenti necessari a prevenire la contaminazione dell'ambiente circostante il campo trattato, con particolare riguardo all'ambiente acquatico. A questo scopo, devono essere privilegiate le tecniche di applicazione più efficienti, comprese le macchine irroratrici in grado di contenere la deriva del prodotto fitoiatrico al di fuori dell'area oggetto del trattamento.

Parallelamente è in corso di emanazione da parte del Parlamento Europeo un emendamento della Direttiva Macchine (COD/2008/0172) che proprio e solo per le macchine irroratrici prevede una loro valutazione, prima della immissione sul mercato, in termini non solo di sicurezza per l'operatore, come avviene per le altre macchine marchiate CE, ma anche di salvaguardia dell'ambiente. Fra i requisiti previsti è indicato anche il contenimento della deriva del prodotto fitoiatrico.

Il fenomeno della deriva, che è legato al moto delle correnti d'aria presenti nel momento in cui si effettua la distribuzione è, infatti, particolarmente rilevante ai fini dell'inquinamento ambientale da prodotti fitosanitari. Esso è stato oggetto di numerosi studi e sperimentazioni mirati, principalmente, a quantificarne l'entità. I risultati ottenuti hanno evidenziato che, soprattutto in condizioni di ventosità elevata, la deriva può determinare rilevanti livelli di contaminazione delle aree prossime a quella trattata. Già da diversi anni, in numerosi Paesi del Nord Europa (Germania, Olanda, Regno Unito, Svezia), sono state adottate delle misure legislative che obbligano gli agricoltori a rispettare delle "distanze di sicurezza" (buffer zones), tra il margine dell'area trattata e le aree adiacenti. Le ampiezze delle buffer zones sono definite in base al tipo di formulato applicato (livello di tossicità, dose di impiego), alla sensibilità dell'area adiacente all'appezzamento trattato (presenza di corsi d'acqua

superficiali, di aree urbanizzate, di altre colture sensibili, ecc.) ed al tipo di attrezzature impiegate per la distribuzione dei prodotti fitosanitari.

Attualmente sono, infatti, disponibili sul mercato diversi dispositivi da montare sulle macchine irroratrici per il contenimento della deriva (ugelli antideriva, ugelli di fine barra, schermature per barre ed atomizzatori, maniche d'aria). La loro efficacia rispetto alla configurazione tradizionale della macchina irroratrice può, tuttavia, variare considerevolmente in funzione dell'architettura della coltura sulla quale si opera, del tipo di irroratrice impiegata e, soprattutto, del tipo di regolazione di quest'ultima.

Il DEIAFA dell'Università di Torino, da diversi anni, conduce degli studi mirati, da una parte, a valutare l'entità della deriva generata dalle macchine irroratrici (sia per le colture erbacee che per le colture arboree) nel contesto agroambientale italiano e ad individuare le più valide soluzioni mitigatrici di tale fenomeno e, dall'altra, a proporre una funzionale modalità di classificazione delle macchine irroratrici in relazione all'entità della deriva da loro generata.

I principali accorgimenti per limitare la deriva generata dalle macchine irroratrici

Barre irroratrici

Le perdite per deriva delle barre irroratrici possono raggiungere anche valori prossimi al 6-8% della quantità distribuita (Ganzelmeier *et al.*, 2000). I dispositivi oggi più diffusi per limitare la deriva del prodotto fitoiatrico sono gli ugelli antideriva ad iniezione d'aria (Figura 1), che, a parità di portata del liquido, sono in grado di erogare gocce di dimensioni più grandi, e quindi meno soggette ad essere trasportate dal vento al di fuori dell'area trattata, rispetto agli ugelli di tipo convenzionale.

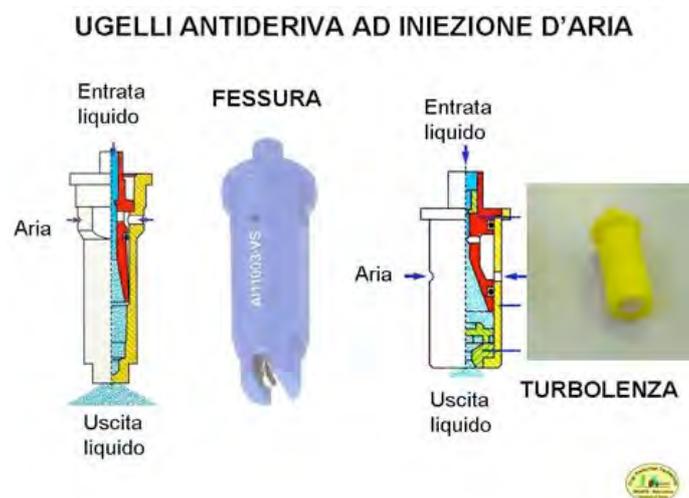


Figura 1. Schema di ugelli antideriva ad iniezione d'aria.

Il meccanismo di formazione delle gocce, in questa tipologia di ugelli, prevede che grazie all'effetto Venturi generato dal passaggio del liquido all'interno del corpo dell'ugello, venga introdotta dell'aria all'interno dell'ugello: l'aria si miscela così con il liquido in pressione e le gocce che fuoriescono dall'orifizio, poichè inglobano delle piccole bollicine d'aria, hanno una dimensione maggiore rispetto a quelle prodotte dagli ugelli tradizionali. Le dimensioni medie delle gocce degli ugelli convenzionali, espresse come VMD (Diametro Mediano Volumetrico), sono generalmente comprese tra i 150 e i 300 µm, mentre per gli antideriva il range è tra 400 e 600 µm. Diverse prove (Ganzelmeier *et al.*, 2000; Van de Zande *et al.*, 2002), effettuate anche dal DEIAFA dell'Università di Torino (Marucco e Tamagnone, 2002), hanno evidenziato come grazie all'impiego di tali ugelli sia possibile ridurre la deriva fino all'80% (Tabella 1).

Tabella 1. Entità della deriva potenziale (valori indice) misurati in galleria del vento, con corrente d'aria di 3.8 m/s, operando con gli ugelli posti a 75 cm di altezza ed alla pressione di 3 bar.

| Dimensione ugello | Indice di deriva ugello convenzionale | Indice di deriva ugello antideriva | Riduzione deriva (%) |
|-------------------|---------------------------------------|------------------------------------|----------------------|
| 02 | 144 | 29 | 80% |
| 03 | 78 | 24 | 69% |
| 04 | 56 | 18 | 68% |

Anche gli ugelli di “fine barra” a getto asimmetrico (Figura 2) consentono di limitare la dispersione della miscela fitoiatrica, poichè permettono di indirizzare più precisamente il getto erogato dall'ugello posto all'estremità della barra in corrispondenza del margine del campo trattato.

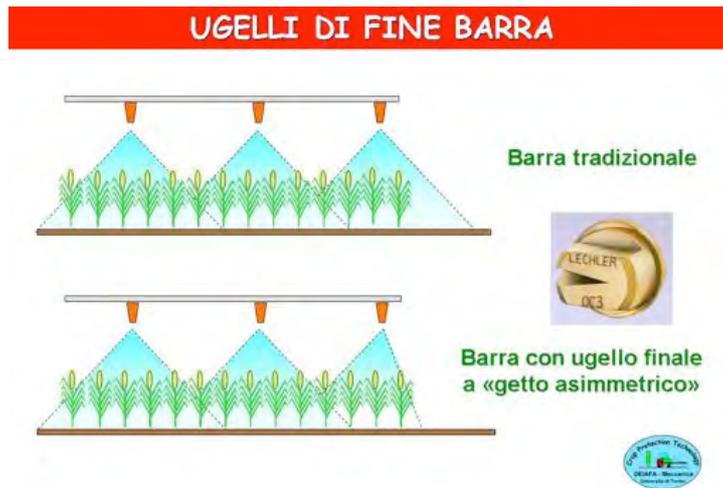


Figura 2. Schema di ugelli di fine barra caratterizzati da getto asimmetrico.

Da alcuni anni, soprattutto per le barre irroratrici di larghezza superiore ai 15 m, sono anche disponibili modelli aeroassistiti, provvisti di manica d'aria. Si tratta di macchine dotate di un ventilatore assiale la cui corrente d'aria viene convogliata lungo un tubo flessibile in materiale plastico, comunemente definito manica, che corre lungo l'intera lunghezza della barra. L'aria generata dal ventilatore viene erogata all'interno della manica e, quindi, espulsa verso il basso attraverso una feritoia disposta lungo il telaio della barra, parallelamente agli ugelli. Grazie a questo flusso d'aria laminare, la "scia" di gocce che viene generata dal passaggio della barra irroratrice risulta fortemente ridotta e, di conseguenza, anche il rischio di deriva della miscela fitoiatrica. Secondo Van de Zande *et al.* (2002), questa soluzione è in grado di ridurre la deriva del 70-80% rispetto all'impiego della barra convenzionale, indipendentemente dalla tipologia di ugello impiegata.

Altri dispositivi atti a limitare la deriva sono le barre provviste di schermature che riducono la dispersione in atmosfera soprattutto delle gocce più fini; tuttavia, a causa dei loro elevati ingombri questo tipo di accorgimento è oggi scarsamente diffuso.

Oltre a questi dispositivi è possibile contenere la deriva eseguendo un'adeguata regolazione della barra irroratrice. A tale proposito è importante evitare l'impiego di pressioni di esercizio troppo elevate (> 10 bar), soprattutto quando si impiegano ugelli caratterizzati da portate ridotte, e in particolare regolare opportunamente l'altezza di lavoro della barra, possibilmente in modo tale da non superare i 60-70 cm di distanza dal bersaglio del trattamento.

Quest'ultima esigenza operativa risulta più difficile da soddisfare quando si opera con barre irroratrici di lunghezza superiore ai 18-20 m a seguito delle oscillazioni, sia verticali che orizzontali, della barra stessa. In questi casi è, pertanto, indispensabile disporre di macchine

dotate di adeguati sistemi di stabilizzazione della barra, di tipo meccanico o a controllo elettronico (sospensioni attive), Figura 3.

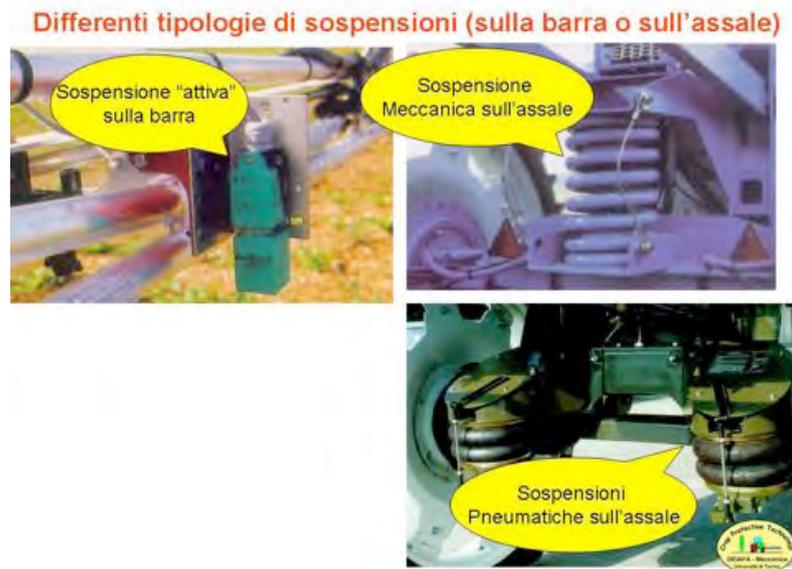


Figura 3. Esempi di sistemi di stabilizzazione delle barre irroratrici.

Irroratrici per colture arboree

Nei trattamenti alle colture arboree le perdite per deriva sono di maggiore entità e possono raggiungere il 30-35% del distribuito (Ganzelmeier *et al.*, 2000). Esse risultano soprattutto legate alle modalità di distribuzione ed alla conformazione della vegetazione bersaglio. In termini generali è necessario che il profilo di distribuzione segua in modo preciso quello della pianta, al fine di non disperdere nell'atmosfera parte della miscela erogata (Figura 4).

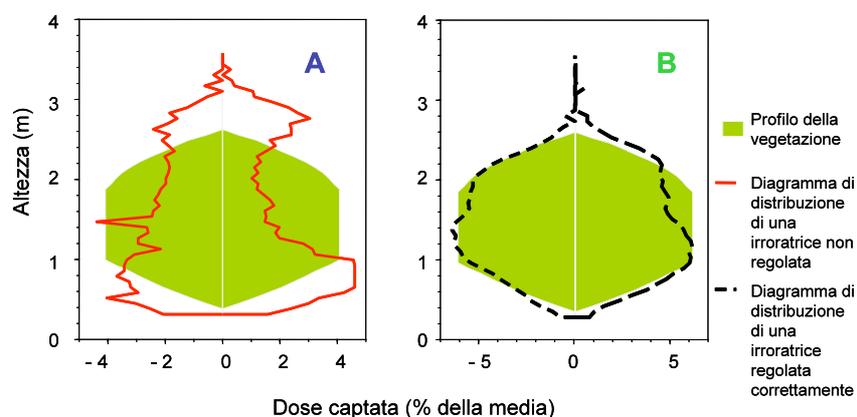


Figura 4. A) Profilo di distribuzione dell'irroratrice non adeguato alla forma geometrica della pianta bersaglio; B) profilo di distribuzione ottimizzato in funzione della geometria della pianta.

La corretta regolazione della macchina irroratrice è, dunque, particolarmente importante e deve essere adeguata allo sviluppo vegetativo nel corso della stagione. Per le macchine irroratrici ad aeroconvezione, che risulta la tipologia più diffusa nei vigneti e nei frutteti italiani, la regolazione non deve riguardare soltanto il numero di ugelli attivi ed il volume d'acqua applicato, ma anche la portata e l'ampiezza del flusso d'aria generato dal ventilatore. In particolare, nelle prime fasi vegetative, quando la penetrazione delle goccioline di miscela all'interno della massa vegetativa è facilitata dalla sua scarsa fittezza, è importante utilizzare ridotte portate del ventilatore (8-12000 m³/h nei vigneti e 18-22000 m³/h nei frutteti) per evitare che la corrente d'aria oltrepassi la vegetazione portando con sé la miscela fitoiatrica al di fuori dell'area bersaglio (Figura 5). In piena vegetazione, invece, occorre incrementare la portata dell'aria in misura proporzionata alla quantità di vegetazione presente, senza tuttavia eccedere.

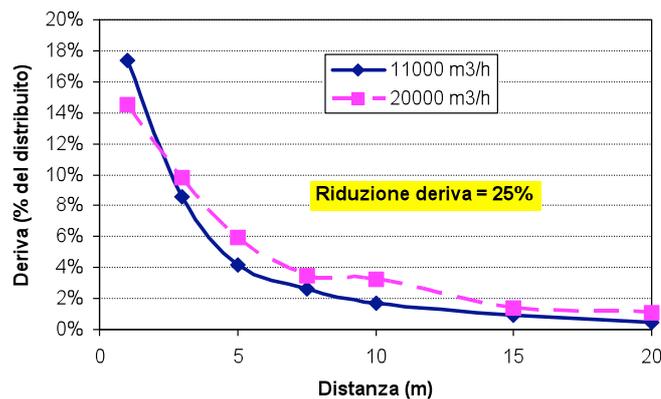


Figura 5. Entità della deriva misurata in un vigneto di Syrah in fase di pre-fioritura operando con un'irroratrice ad aeroconvezione a torretta ed impiegando una portata del ventilatore ridotta (11000 m³/h) ed una portata del ventilatore elevata (20000 m³/h).

Risulta, pertanto, necessario poter disporre di irroratrici dotate di meccanismi in grado di regolare sia la direzione del flusso d'aria (indirizzandolo esclusivamente verso il bersaglio), sia la portata del ventilatore (es. diaframmi per variare l'ampiezza della sezione di aspirazione del ventilatore, sistemi che permettono di cambiare l'inclinazione delle pale della ventola). Attualmente, invece, spesso le irroratrici ad aeroconvezione forniscono portate del ventilatore fisse o, al più, regolabili soltanto in base a due velocità di rotazione della ventola (marcia lenta e marcia veloce), e in genere eccessive e quindi tali da generare considerevoli fenomeni di deriva.

Così come per le barre irroratrici, anche sulle irroratrici ad aeroconvezione a polverizzazione idraulica è possibile utilizzare ugelli antideriva, in grado di limitare soprattutto la frazione di

gocce molto fini (al di sotto di 100 μm di diametro) che sono quelle più soggette ad essere trasportate dal vento ambientale al di fuori dell'area trattata. Una serie di studi condotti dal DEIAFA (Balsari *et al.*, 2004) ha evidenziato come l'impiego di tali ugelli consenta di ridurre la deriva anche del 70% (Figura. 6).

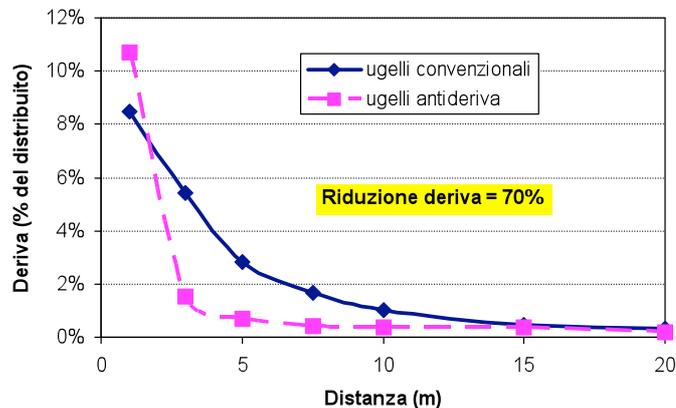


Figura 6. Entità della deriva misurata in un vigneto di Syrah in fase di chiusura grappolo operando con un'irroratrice ad aeroconvezione a torretta ed impiegando ugelli a turbolenza convenzionali ed ugelli antideriva ad iniezione d'aria.

In termini generali tanto più le gocce di miscela fitoiatrica vengono erogate in prossimità della vegetazione bersaglio tanto meno è il rischio che esse siano soggette alla deriva. In tal senso sono da privilegiare le soluzioni costruttive del tipo con convogliatore dell'aria a torretta o con diffusori multipli regolabili (Figura 7).

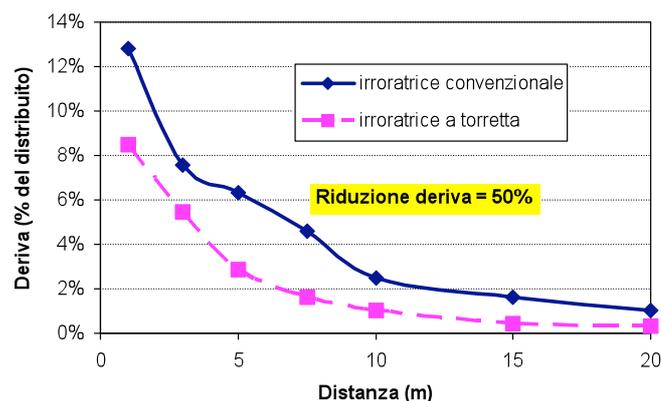


Figura 7. Entità della deriva misurata in un vigneto di Syrah in fase di chiusura grappolo operando con un'irroratrice ad aeroconvezione convenzionale e con un'irroratrice a torretta, impiegando ugelli a turbolenza convenzionali.

Altri dispositivi che possono limitare la deriva sono rappresentati da sistemi di chiusura delle sezioni di uscita dell'aria su ciascun lato della macchina (Figura 8), in maniera tale da poter

limitare la dispersione della miscela erogata quando si trattano i filari perimetrali dell'appezzamento.



Figura 8. Dispositivo per la chiusura della sezione di uscita dell'aria su un lato della macchina irroratrice.

Vi sono, inoltre, macchine irroratrici provviste di “tunnel”, generalmente in grado di trattare più filari contemporaneamente, nelle quali gli ugelli (e talvolta i ventilatori) sono posizionati all'interno di pareti che hanno la funzione di avvolgere il filare trattato e, quindi, di abbattere pressochè totalmente la dispersione della miscela nell'atmosfera. Questo tipo di macchina irroratrice, tuttavia, è caratterizzato da strutture ingombranti che richiedono sedi d'impianto e spazi per le manovre in capezzagna adeguati ed è poco adatto ad operare su terreni declivi.

Infine, sia per quanto riguarda le macchine ad aeroconvezione che pneumatiche, l'impiego di sensori, ottici o ad ultrasuoni, in grado di riconoscere la presenza della vegetazione e di attivare la distribuzione della miscela fitoiatrice soltanto in presenza del bersaglio (Figura 9) è un accorgimento che, oltre a permettere un risparmio di miscela applicata, in particolare, negli impianti caratterizzati da una vegetazione non uniforme o con spazi fra una pianta e l'altra, consente di ridurre considerevolmente l'entità della deriva.

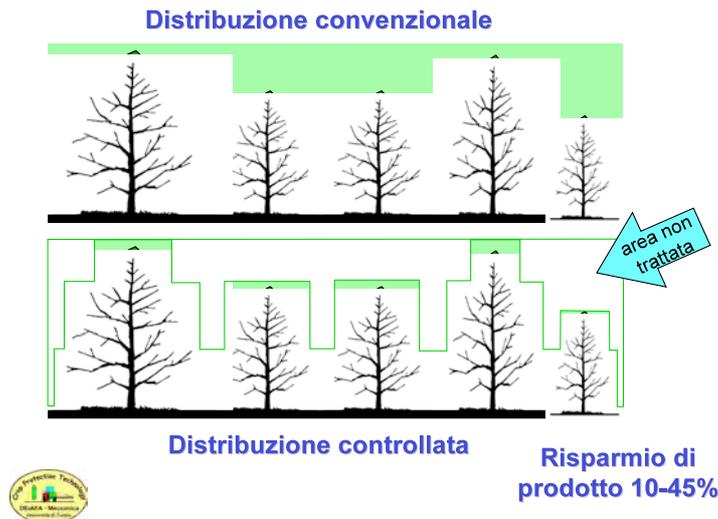


Figura 9. Confronto tra lo schema di distribuzione della miscela fitoiatrice sulle colture arboree operando con un'irroratrice convenzionale oppure dotata di sensori in grado di identificare la presenza della vegetazione.

La proposta italiana per classificare le barre irroratrici in funzione della deriva generata e per la definizione della corrispondente ampiezza delle buffer zones

Come in precedenza ricordato, in alcuni Paesi Europei sono già state individuate le ampiezze delle zone di rispetto (buffer zones), che devono essere osservate in corrispondenza dei margini del campo trattato, affinché i rischi di contaminazione ambientale legati alla deriva siano contenuti. La loro entità risulta sempre legata anche alla tipologia di macchina irroratrice che si utilizza per effettuare il trattamento ed al livello di deriva che essa è in grado di generare. Per determinare quest'ultima oggi si fa riferimento ad una Normativa Internazionale (ISO 22866) che, tuttavia, risulta caratterizzata da una notevole complessità delle misure che, di conseguenza, comportano dei costi elevati per l'esecuzione delle prove e, soprattutto, da una scarsa ripetibilità dei risultati ottenuti a seguito della loro dipendenza da fattori ambientali (velocità e direzione del vento) non controllabili.

Infatti, poiché il contesto agro-ambientale varia notevolmente da un Paese europeo all'altro e, spesso, anche tra le Regioni di uno stesso Paese, tale classificazione delle irroratrici non può essere unica, ma va effettuata per ogni realtà operativa, tenendo conto delle caratteristiche morfologiche del territorio e della vegetazione (tipo di coltura, varietà, forma di allevamento, sesto d'impianto).

Al fine di proporre un più semplice ed oggettivo criterio di valutazione delle macchine irroratrici in funzione della deriva da loro generata, che sia svincolato dal contesto agro-ambientale nel quale si opera, e sia applicabile alle svariate tipologie di macchine irroratrici presenti ed operanti in Italia (si ricorda che i modelli oggi commercializzati sono oltre 1000),

il DEIAFA dell'Università di Torino ha sviluppato, grazie al finanziamento del Ministero dell'Ambiente, una ricerca finalizzata alla messa a punto di una metodologia di prova alternativa a quella della Norma ISO 22866, basata sulla determinazione della deriva potenziale generata dalle macchine irroratrici attraverso l'impiego di appositi banchi prova. In prima istanza, la ricerca è stata orientata allo sviluppo di una metodologia di prova per la certificazione e classificazione delle barre irroratrici utilizzate per la distribuzione dei prodotti fitosanitari sulle colture erbacee, con l'obiettivo, successivamente, di allargarla anche alle altre tipologie di irroratrici quali quelle impiegate per i trattamenti alle colture arboree (atomizzatori).

In particolare, per valutare l'entità della deriva generata dalle barre irroratrici prescindendo dalle condizioni del vento, si è pensato di determinare l'entità della "scia" che la macchina irroratrice genera durante la distribuzione e di considerare quest'ultima come "deriva potenziale". La base di partenza è stata la considerazione che le gocce erogate dagli ugelli impiegano un tempo diverso per raggiungere il bersaglio a seconda del valore che assumono i parametri altezza di lavoro e dimensione della goccia. Maggiore è il tempo impiegato dalla goccia per raggiungere il bersaglio e maggiore sarà la possibilità che questa venga spostata dall'azione del vento. La misura del tempo di caduta delle gocce richiede attrezzature sofisticate e può essere effettuata solo in laboratorio e, quindi, non consente di impiegare la barra irroratrice completa. Per poter valutare oggettivamente le prestazioni di una macchina irroratrice è, invece, necessario poter svolgere le prove nelle condizioni reali di impiego e, quindi, in campo. Sulla base di queste ultime considerazioni è stata, pertanto, sviluppata l'idea di determinare la quantità di miscela che raggiunge il terreno dopo intervalli di tempo crescenti rispetto al momento in cui essa è stata distribuita.

Per ottenere i diversi intervalli di tempo è stato progettato e realizzato un banco prova costituito da un telaio in alluminio della lunghezza di 10 m e largo 0.5 m (Figura 10A). Lungo il banco prova, ad intervalli di 0.5 m, sono stati predisposti dei supporti per i captatori (Figura 10B). Il telaio è provvisto di una copertura scorrevole, azionata da un sistema pneumatico, formata da lamine di alluminio (20 x 50 cm) disposte in corrispondenza dei captatori (Figura 10B). La copertura è collegata ad un palo verticale collocato all'estremità anteriore del telaio. La metodologia di prova messa a punto prevede di utilizzare la barra irroratrice, oggetto delle prove, riempita con una soluzione di acqua e tracciante (Tartrazina E102 3% v/v) e di disporre il banco prova a terra, parallelo alla direzione di avanzamento della macchina, in corrispondenza del centro della semibarra di destra o di sinistra dell'irroratrice da provare (Figura 11). La barra irroratrice effettua la distribuzione sul banco

prova coperto e, nel momento in cui urta il palo verticale, abbattendolo, sgancia il sistema di copertura e scopre automaticamente i captatori, che in questo modo vengono contaminati soltanto dalla frazione di gocce erogate che rimane sospesa nell'atmosfera a ridosso dell'irroratrice e ricade successivamente a terra (Figura 12). Un campione della miscela irrorata viene prelevato dal serbatoio dell'irroratrice e sottoposto ad analisi spettrofotometrica. I depositi di miscela riscontrati sui captatori del banco prova vengono, successivamente, quantificati attraverso il loro lavaggio con un volume noto di acqua e l'analisi spettrofotometrica della soluzione così ottenuta. I valori ottenuti in ciascuna prova consentono, quindi, di calcolare un valore indice di deriva potenziale.



A



B

Figura 10. A) Banco prova realizzato dal DEIAFA per la misura della deriva potenziale; B) particolare della disposizione dei supporti per i captatori e della copertura scorrevole.

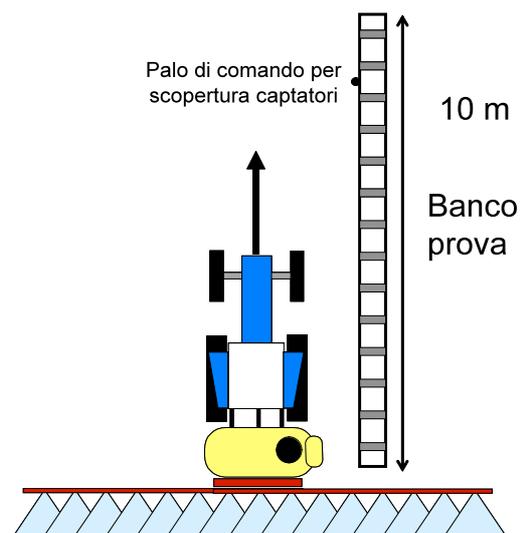


Figura 11. Schema della disposizione del banco prova rispetto alla macchina irroratrice.

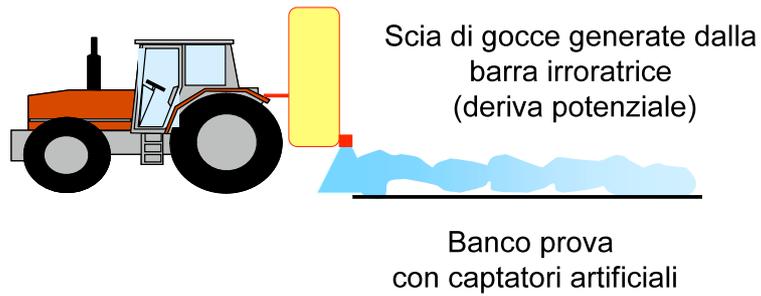


Figura 12. Schema di funzionamento del banco prova per la misura della deriva potenziale.

Nel corso dello studio condotto dal DEIAFA sono state provate 38 diverse tipologie e configurazioni di barre irroratrici (Tabella 2), con larghezze di lavoro comprese fra 10 e 18 metri, dotate di ugelli sia convenzionali che antideriva, alcune equipaggiate con manica d'aria, e con altezze di lavoro comprese fra 60 e 100 cm. Come irroratrice di riferimento è stata utilizzata una barra di lunghezza pari a 14 m, di tipo portato, equipaggiata con ugelli a fessura convenzionali 03 ed operante a 70 cm di altezza dal bersaglio, che da un'indagine condotta presso i Costruttori di irroratrici ed i tecnici di campo è risultata essere la configurazione più utilizzata in Italia.

Tabella 2. Valori indice di deriva potenziale riscontrati utilizzando il banco prova DEIAFA su 39 diverse configurazioni di barre irroratrici.

| Larghezza barra (m) | Tipologia di ugelli | Pressione (bar) | Altezza di lavoro (cm) | Velocità di avanzamento (km/h) | Indice di deriva potenziale |
|----------------------------|----------------------------|------------------------|-------------------------------|---------------------------------------|------------------------------------|
| 10 | Fessura antideriva 02 | 5 | 60 | 6 | 12 |
| 18 + manica | Fessura antideriva 02 | 5 | 60 | 6 | 12 |
| 18 + manica | Fessura antideriva 02 | 5 | 80 | 6 | 16 |
| 14 | Fessura antideriva 03 | 5 | 70 | 6 | 20 |
| 18 + manica | Fessura antideriva 02 | 5 | 100 | 6 | 23 |
| 10 | Fessura antideriva 02 | 5 | 80 | 6 | 24 |
| 10 | Fessura antideriva 02 | 5 | 100 | 6 | 30 |
| 18 | Fessura antideriva 02 | 5 | 60 | 6 | 34 |
| 18 | Fessura antideriva 03 | 5 | 70 | 6 | 40 |
| 18 + manica | Turbolenza 02 | 5 | 60 | 6 | 48 |
| 18 + manica | Fessura 02 | 5 | 60 | 6 | 51 |
| 18 + manica | Fessura 03 | 3 | 70 | 6 | 56 |
| 18 | Fessura antideriva 02 | 5 | 80 | 6 | 58 |
| 10 | Fessura 02 | 5 | 60 | 6 | 67 |
| 18 + manica | Turbolenza 02 | 5 | 80 | 6 | 69 |
| 18 + manica | Fessura 02 | 5 | 80 | 6 | 71 |
| 14 | Fessura 03 | 3 | 70 | 3 | 74 |
| 10 | Turbolenza 02 | 5 | 60 | 6 | 74 |
| 18 | Fessura antideriva 02 | 5 | 100 | 6 | 88 |
| 14 | Fessura 04 | 3 | 70 | 6 | 93 |
| 18 + manica | Turbolenza 02 | 5 | 100 | 6 | 102 |
| 14 | Fessura 03 | 3 | 70 | 6 | 102 |
| 10 | Turbolenza 02 | 5 | 80 | 6 | 103 |
| 18 + manica | Fessura 02 | 5 | 100 | 6 | 109 |
| 14 | Fessura 02 | 3 | 70 | 6 | 114 |
| 14 | Turbolenza 03 | 5 | 70 | 6 | 130 |
| 10 | Fessura 02 | 5 | 80 | 6 | 132 |
| 18 | Fessura 03 | 3 | 70 | 6 | 139 |
| 10 | Turbolenza 02 | 5 | 100 | 6 | 152 |
| 18 | Fessura 02 | 5 | 60 | 6 | 163 |
| 18 | Turbolenza 02 | 5 | 60 | 6 | 166 |
| 18 | Turbolenza 02 | 5 | 80 | 6 | 193 |
| 10 | Fessura 02 | 5 | 100 | 6 | 202 |
| 18 | Fessura 02 | 5 | 80 | 6 | 208 |
| 14 | Fessura 03 | 3 | 70 | 9 | 258 |
| 18 | Turbolenza 02 | 5 | 100 | 6 | 264 |
| 18 | Fessura 02 | 5 | 100 | 6 | 340 |
| 14 | Doppia fessura 02 | 3 | 70 | 6 | 635 |

I valori indice di deriva potenziale ottenuti grazie all'impiego del banco prova per le diverse tesi esaminate (Tabella 2) hanno permesso di identificare differenti classi di deriva potenziale, in funzione dello scarto ottenuto rispetto al valore di riferimento (Tabella 3).

Tabella 3. Classi di deriva potenziale identificate sulle base dei dati sperimentali.

| Classe | Entità di riduzione della deriva potenziale rispetto al valore di riferimento | Intervallo dei valori indice di deriva potenziale corrispondenti |
|---------------|--|---|
| 4 meno | < - 75% | 0 ÷ 25 |
| 3 meno | -75% ÷ -50% | 26 ÷ 50 |
| 2 meno | -50% ÷ -25% | 51 ÷ 76 |
| 1 meno | -25% ÷ 0% | 77 ÷ 101 |
| Riferimento | | 102 |
| 1 più | 0% ÷ +25% | 103 ÷ 127 |
| 2 più | +25% ÷ +50% | 128 ÷ 153 |
| 3 più | +50% ÷ +75% | 154 ÷ 179 |
| 4 più | +75% ÷ +150% | 180 ÷ 253 |
| 5 più | >+150% | > 254 |

A ciascuna classe di deriva potenziale è stata, quindi, attribuita una larghezza della fascia di rispetto, ipotizzando diversi limiti di accettabilità per il deposito di deriva a terra (rispettivamente 5%, 3% oppure 1% del volume distribuito, Tabella 4).

Tabella 4. Classi di deriva potenziale per le barre irroratrici ed ipotesi per le corrispondenti ampiezze delle buffer zones ricavate sulla base dei dati sperimentali attualmente disponibili.

| Classe di deriva potenziale | Ampiezza buffer zone (m) | | |
|--|--|--|--|
| | Limite di accettabilità deriva reale: 5% del distribuito | Limite di accettabilità deriva reale: 3% del distribuito | Limite di accettabilità deriva reale: 1% del distribuito |
| 4 meno (riduzione della deriva potenziale di oltre 75% vs. riferimento) | 1.0 | 2.5 | 5.75 |
| 3 meno (riduzione della deriva potenziale tra 50% e 75% vs. riferimento) | 2.25 | 3.0 | 9.5 |
| 2 meno (riduzione della deriva potenziale tra 25% e 50% vs. riferimento) | 2.5 | 3.25 | 12.5 |
| 1 meno (riduzione della deriva potenziale tra 0% e 25% vs. riferimento) | 2.75 | 6.0 | 15.5 |
| Riferimento Barra portata 14 m, h 70 cm, ugelli a fessura 03 a 3 bar | 3.0 | 7.0 | 17.0 |
| 1 più (incremento della deriva potenziale tra 0% e 25% vs. riferimento) | 5.0 | 8.25 | > 20 m |
| 2 più (incremento della deriva potenziale tra 25% e 50% vs. riferimento) | 6.5 | 8.5 | > 20 m |
| 3 più (incremento della deriva potenziale tra 50% e 75% vs. riferimento) | 7.5 | 17.5 | > 20 m |
| 4 più (incremento della deriva potenziale tra 75% e 150% vs. riferimento) | 8.5 | 17.5 | > 20 m |
| 5 più (incremento della deriva potenziale oltre 150% vs. riferimento) | 11.0 | 20.0 | > 20 m |

Conclusioni

Le macchine irroratrici giocano un ruolo sicuramente determinante nelle azioni necessarie per mitigare il fenomeno della deriva del prodotto fitoiatrico. Ciò è stato da tempo recepito da diversi Paesi Europei che hanno già provveduto a classificare le macchine irroratrici in funzione della deriva da esse generata e, sulla base di questa classificazione, hanno definito l'ampiezza delle zone di rispetto. Tale classificazione, tuttavia, non può essere trasferita "tout-court" alla realtà italiana sia per le differenti tipologie e modalità operative delle macchine irroratrici impiegate sia, soprattutto, a seguito delle estremamente diverse condizioni agro-ambientali del nostro Paese. È, pertanto, necessario sviluppare al più presto degli studi ad hoc su questa tematica, tenendo presente anche la necessità di far fronte alle richieste della nuova Direttiva Europea, implementando le poche informazioni, raccolte in ambito nazionale, oggi disponibili.

Bibliografia

Balsari P, Marucco P (2004). Influence of canopy parameters on spray drift in vineyard. *Aspects of Applied Biology* 71: 157-164.

COM (2006) n. 373. Proposta di Direttiva del Parlamento Europeo e del Consiglio che istituisce un quadro per l'azione comunitaria ai fini dell'utilizzo sostenibile dei pesticidi.

COD 2008/0172. Proposta di Direttiva del Parlamento Europeo e del Consiglio concernente le macchine per l'applicazione di antiparassitari, che modifica la Direttiva 2006/42/CE del 17 maggio 2006 relativa alle macchine.

Ganzelmeier H, Rautmann D (2000). Drift, drift reducing sprayers and sprayer testing. *Aspects of Applied Biology* 57: 1-10.

ISO 22866 (2005). Equipment for crop protection - Methods for field measurement of spray drift.

Marucco P, Tamagnone M (2002). L'impiego degli ugelli antideriva sulle barre irroratrici. *Atti Giornate Fitopatologiche 2002*, Vol. 2, pp 47-52.

Van de Zande J, Michielsen J, Stallinga H, Porskamp H, Holterman H, Huijsmans J (2002). Environmental risk control. *Aspects of Applied Biology* 66: 165-176.

IL RUOLO DEI COADIUVANTI E DELLE FORMULAZIONI PER LA RIDUZIONE DELLA DISPERSIONE AMBIENTALE E PER L'OTTIMIZZAZIONE DELL'ATTIVITÀ BIOLOGICA DEGLI ERBICIDI

CAMPAGNA G.¹, RAPPARINI G.¹, MERIGGI P.²

1. Centro di Fitofarmacia – DIPROVAL - Università di Bologna

2. Horta srl – Spin Off Università Cattolica di Piacenza

E-mail: grappari@agrsci.unibo.it

Riassunto

L'impiego sostenibile degli erbicidi è possibile anche grazie all'impiego dei coadiuvanti, impiegati in miscela estemporanea con i formulati commerciali od ancora inseriti nei prodotti al momento della loro produzione industriale. I coadiuvanti svolgono una funzione fondamentale nelle applicazioni degli erbicidi, migliorandone le performances sulle erbe infestanti, consentendo una riduzione delle dosi dei principi attivi, limitando il fenomeno della evaporazione e della deriva delle goccioline distribuite. Nel presente lavoro è proposta una classificazione aggiornata dei coadiuvanti e riportati i meccanismi d'azione degli stessi.

Parole chiave

Coadiuvanti; Erbicidi; Dispersione ambientale; Assorbimento.

Summary

The role of adjuvants and formulations in reducing the environmental dispersion of herbicides and in the optimisation of their efficacy

The sustainable use of herbicides is also possible through the use of adjuvants used in tank mix with commercial formulations or even incorporated into the products at the time of their production. Adjuvants play a vital role in applications of herbicides, improving their performances on the weeds, allowing a reduction of doses of active ingredients, limiting droplets evaporation and drift. In the present work is a proposed updated classification of adjuvants and given their mechanisms of action.

Keywords

Adjuvants; Herbicides; Environmental dispersion; Absorbtion.

Introduzione

Il contenimento delle malerbe nelle coltivazioni agricole prevede, nelle più moderne strategie di lotta, un maggior ricorso di applicazioni estintive in post-emergenza con erbicidi a

prevalente azione fogliare, in linea con i principi di una più idonea scelta dei diserbanti e delle relative dosi in funzione delle infestanti presenti.

La messa a punto delle strategie di impiego dei prodotti chimici permette di ridurre i costi dei trattamenti, i rischi di fitotossicità per la coltura e l'impatto ambientale, con una maggior tutela della salute degli operatori e dei consumatori.

Per raggiungere questi importanti obiettivi, occorre ottimizzare il grado di efficacia delle applicazioni erbicide in funzione di numerosi aspetti, tra cui in primo luogo le condizioni pedoclimatiche, le caratteristiche delle specie infestanti e il loro stadio di sviluppo, le modalità di distribuzione, la tipologia dei mezzi di irrorazione, i volumi d'acqua impiegati e non in ultimo l'uso di coadiuvanti.

Tra questi aspetti i coadiuvanti estemporanei e quelli inseriti nelle più innovative formulazioni, svolgono un duplice ruolo positivo: durante la distribuzione e la successiva azione all'interno delle piante.

Durante l'applicazione degli erbicidi, l'impiego di attrezzature idonee e opportunamente tarate mediante la giusta scelta degli ugelli, della pressione d'esercizio e dei volumi d'acqua, consente di massimizzare la quantità di erbicida in grado di raggiungere il bersaglio (infestante), con conseguente riduzione della dispersione ambientale. In questa fase i coadiuvanti consentono infatti di limitare le perdite di prodotto sia per deriva che per evaporazione ma anche di limitare il gocciolamento, od ancora il fenomeno di rimbalzo delle gocce durante l'impatto, influenzando sul grado di ritenzione, bagnabilità e disseccamento della superficie fogliare delle erbe infestanti.

Una volta raggiunto il bersaglio, l'erbicida deve esplicare la sua attività biologica in funzione delle proprie caratteristiche d'azione per contatto o sistemica (Paci *et al.*, 2005). In ogni caso la cuticola fogliare rappresenta una barriera da superare per raggiungere il sito d'azione in sufficiente concentrazione letale. Un altro importante ruolo dei coadiuvanti è appunto quello di influire a questo livello, permettendo di regolarizzare e migliorare l'attività biologica degli erbicidi.

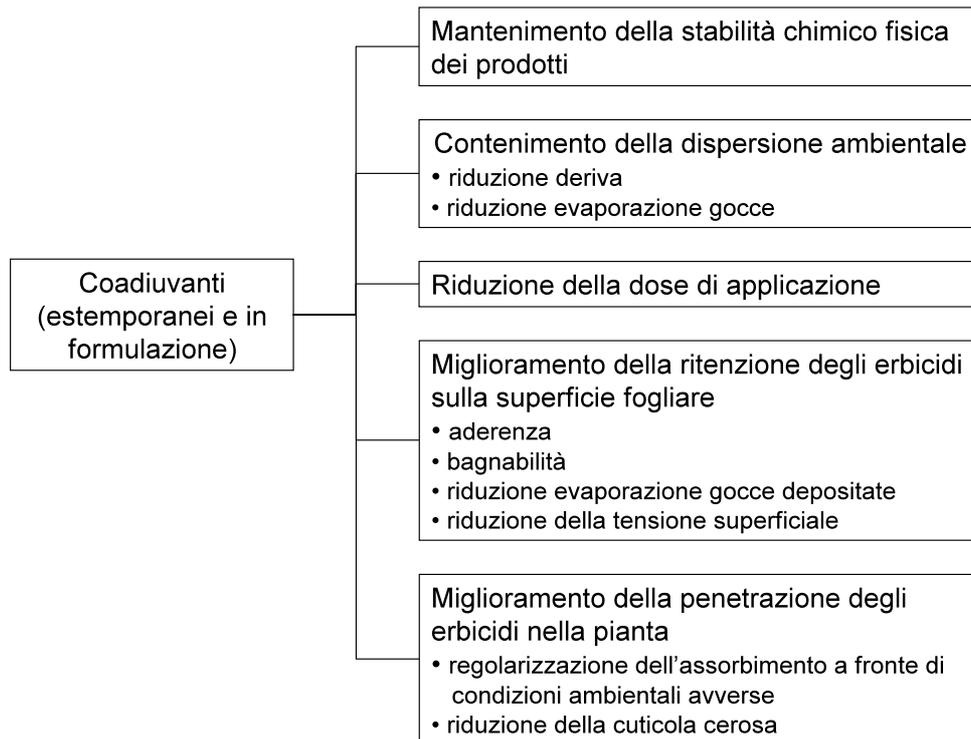


Figura 1. Principali effetti dei coadiuvanti impiegati separatamente o in formulazione preconstituita.

Dispersione ambientale e ritenzione sulle piante

La maggior fonte di dispersione degli erbicidi nell'ambiente è rappresentata dalla fase di distribuzione.

A questo riguardo i due principali fenomeni che concorrono a questo indesiderato fenomeno sono l'evaporazione e la deriva (Campagna *et al.*, 2001).

L'evaporazione durante il trattamento è principalmente da mettere in relazione al diametro delle gocce irrorare ed alle condizioni meteorologiche. Gocce di 100 μm in condizioni di clima caldo e secco possono evaporare in un tempo di 16 secondi mentre nelle stesse condizioni meteorologiche gocce di diametro decisamente più ridotto (50 μm) impiegano appena 4 secondi (Tabella 1).

Tabella 1. Effetti della dimensione delle gocce irrorate e di alcune condizioni climatiche sul tempo di evaporazione.

| Dimensione goccia | Condizioni | Temp. °C | UR % | Tempo di evaporazione (secondi) |
|--------------------------|-------------------|-----------------|-------------|--|
| 100 µm | Temperato e umido | 20 | 80 | 57 |
| | Caldo e secco | 30 | 50 | 16 |
| 50 µm | Caldo e secco | 30 | 50 | 4 |

Il fenomeno della deriva è anch'esso particolarmente complesso ed è principalmente legato alla velocità del vento ed alla qualità delle gocce distribuite.

Sostanzialmente la deriva è tanto più grande quanto più elevata è la velocità del vento a livello del trattamento e piccole sono le gocce irrorate. Mentre nelle condizioni ideali per i trattamenti in campo tale fenomeno è decisamente contenuto, in situazioni con elementi di rischio più elevato la deriva può arrivare a valori decisamente significativi (Figura 2).

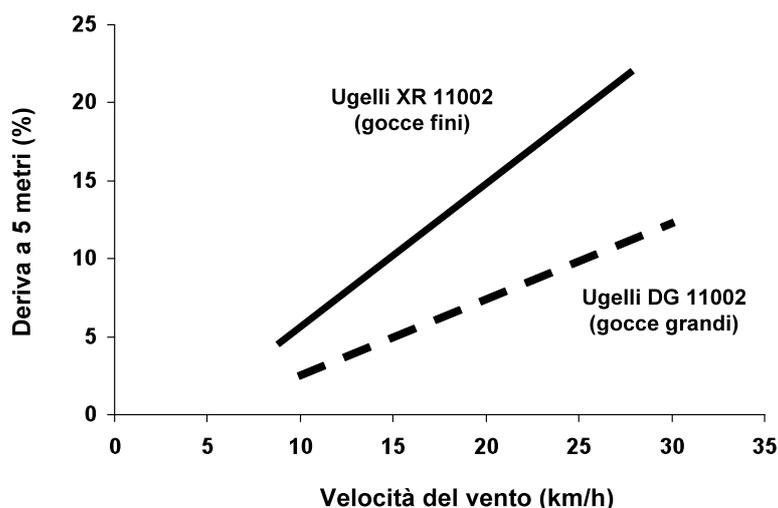


Figura 2. Effetti della dimensione delle gocce irrorate e della velocità del vento sul fenomeno della deriva (fonte: Saskatchewan Rural development).

Al fine di minimizzare il fenomeno della dispersione ambientale occorre prendere in considerazione numerosi aspetti tecnici, fra i quali alcuni sono assolutamente legati al processo produttivo del formulato o prodotto affinché il principio attivo possa rimanere stabile nella confezione fino al momento dell'utilizzo.

Gli erbicidi infatti non possono essere distribuiti tal quali e pertanto necessitano di coformulanti e di un mezzo acquoso per essere veicolati sulle infestanti o sul terreno. Per questo, durante la preparazione della miscela nei serbatoi delle irroratrici è necessario che

l'erbicida possa rimanere disciolto in modo omogeneo nell'acqua, senza formare flocculazioni o depositi che possono essere fonte di gravi occlusioni dell'impianto idraulico e di conseguenza causare qualche dispersione accidentale. Inoltre le formulazioni debbono rimanere stabili nelle loro confezioni durante la fase di immagazzinamento e di facile svuotamento onde evitare depositi e perdite.

Tuttavia è dal momento della polverizzazione attraverso gli ugelli che entra in gioco il vero ruolo attivo dei coadiuvanti presenti nel formulato o disciolti estemporaneamente all'atto della preparazione della miscela (Dubois, 1986), in particolare per ridurre la dispersione ambientale dei principi attivi attraverso il fenomeno della deriva e dell'evaporazione. In pratica i coadiuvanti favoriscono la produzione di un popolazione di gocce più uniformi evitando quelle molto piccole, generalmente inferiori ai 100-150 μm , soggette facilmente alla deriva, e quelle molto grandi non facilmente ritenute dalle piante; inoltre, in particolare quelli a base di sostanze oleose, provocando una emulsione con la miscela irrorata proteggono le gocce dal fenomeno dell'evaporazione.

Se da un lato l'operatore è in grado di operare con profitto sulla parte della meccanizzazione del trattamento al fine di rendere il più possibile omogeneo il diametro medio delle gocce irrorate, in particolare impiegando ugelli in buono stato e appropriati, agendo sull'altezza di distribuzione, adottando o meno l'assistenza della "manica d'aria, ecc., dall'altro è evidente l'utilità di modificare anche le proprietà chimico-fisiche della miscela a favore di una migliore e più mirata applicazione degli erbicidi.

La ritenzione dipende oltre che dal volume di acqua irrorata e dal tipo di polverizzazione effettuata anche dalle caratteristiche morfologiche della pianta. Si contraddistingue principalmente per le fasi di impatto, adesione e scorrimento delle gocce sulla superficie fogliare, e quindi dalla bagnabilità della foglia. L'adesione è una fase quasi istantanea e dipende soprattutto dalla velocità impressa alle gocce, la quale non deve essere troppo elevata, ma anche dalle dimensioni delle gocce e dalla morfologia delle foglie irrorate.

Un ruolo decisivo sullo scorrimento superficiale delle gocce (gocciolamento) è svolto dall'inclinazione e composizione dell'epidermide delle foglie, dalla dimensione e dalla tensione superficiale delle gocce, oltre che dall'angolo di contatto tra goccia e foglia. In questo caso l'aggiunta di tensioattivi permette di ridurre la tensione superficiale tra il prodotto e la cuticola e l'angolo di contatto con la foglia.

La bagnabilità della superficie fogliare si esplica direttamente mediante la ritenzione. Di norma viene misurata con l'angolo che le gocce irrorate stabiliscono a contatto con la superficie fogliare: più l'angolo è grande e meno la foglia si bagna. I fattori di maggiore

influenza su tale parametro riguardano le caratteristiche della soluzione irrorata (diametro, quantità e velocità delle gocce; uso di bagnanti; tipo di formulazione; dose d'impiego) e dell'anatomia e morfologia delle piante.

Un ruolo determinante è rivestito, oltre che dalla struttura delle cere epicuticolari, anche dalla presenza di peli e tricomi sulla superficie fogliare. La soluzione irrorata su una foglia glabra viene più difficilmente trattenuta, mentre una media pelosità contribuisce a trattenere le gocce anche su foglie inclinate. Per contro una densa pelosità ostacola il contatto tra le gocce e l'epidermide (Rapparini *et al.*, 2003).

La ritenzione inoltre può essere influenzata negativamente da una successiva rimozione per dilavamento a causa di piogge cadute in un intervallo di tempo insufficiente per la penetrazione e l'assorbimento del principio attivo, determinando perdite di prodotto, che può essere recuperato esclusivamente nei casi in cui l'erbicida fogliare sia dotato di una secondaria azione radicale.

D'altro canto tra gli aspetti climatici, il vento oltre a provocare pericolosi fenomeni di deriva, può ostacolare la corretta bagnatura degli organi della pianta e determinare un rapido prosciugamento del deposito di liquido irrorato.

La penetrazione del principio erbicida risulta più rapida finché esso rimane in soluzione. Un'elevata umidità atmosferica, una lieve presenza di rugiada, assenza di vento e temperature non elevate concorrono a ridurre i tempi di disseccamento e migliorare la fase della penetrazione della goccia una volta ritenuta. Per contro, in condizioni di limitata umidità relativa le gocce nebulizzate si disseccano velocemente, ma anche le gocce di piccole dimensioni sospese nell'aria, come evidenziato in precedenza, evaporano in fretta prima di raggiungere la pianta trattata.

In questo contesto i tensioattivi, grazie alle loro caratteristiche idrofile, svolgono un'azione favorevole rallentando il processo di disseccamento, rafforzando l'adesione che si viene a creare tra le gocce e la superficie fogliare, e agiscono da umettanti sui depositi ormai cristallizzati. Il glifosate ad esempio, risulta quattro volte più efficace quando il deposito secco viene umettato nuovamente il giorno stesso dell'applicazione rispetto al giorno dopo.

Anche il pH della soluzione erbicida può influire sulle modalità del successivo assorbimento. I principi attivi erbicidi sono, nella maggior parte dei casi, acidi deboli, che si trovano sotto forma non ionica (e quindi più lipofila, con maggiore facilità di penetrazione cuticolare) a basso pH e sotto forma di ioni negativi in ambiente basico. Una lieve acidificazione della soluzione durante la preparazione favorisce pertanto l'assorbimento.

Inoltre la molecola erbicida deve possedere una certa affinità con le sostanze con cui viene a contatto per poter penetrare attraverso la cuticola della superficie fogliare ed essere traslocata fino al sito d'azione allo scopo di esplicare la sua attività biologica.

L'assorbimento fogliare

Per esplicare la propria attività biologica, il principio attivo deve superare la cuticola, che è la parte più superficiale della foglia, costituita da strati di natura prevalentemente lipidica, strutturalmente molto complessi, nonostante lo spessore sia molto ridotto (da 1 a 10 μm). Dall'esterno verso l'interno si possono riconoscere diversi strati, tra cui:

- cere epicuticolari altamente lipofile;
- strato plurilamellare formato da cere e cutina (cuticola primaria);
- strato reticolare costituito da cere e cutina che può contenere anche fibre di pectina e cellulosa (cuticola secondaria);
- pectina di spessore variabile.

Le cere epicuticolari sono composte da idrocarburi alifatici a lunga catena con gruppi funzionali costituiti da alcoli, chetoni, aldeidi, acidi grassi ed esteri. Secrete da cellule epidermiche, si accumulano in differenti disposizioni a seconda delle specie: strati relativamente piatti o cristallizzati sotto forma di placche o di strutture ampiamente variabili per forma e dimensione, che conferiscono alla foglia un aspetto caratteristico, in particolare se osservata al microscopio.

La cutina è un polimero eterogeneo costituito per lo più da acidi grassi a catena intermedia dotati di gruppi ossidrilici uniti tra loro da legami estere, e da composti fenolici. Le cere cuticolari sono costituite da acidi grassi a lunga catena esterificati con alcoli e idrocarburi anch'essi a lunga catena, orientati ortogonalmente rispetto alla superficie fogliare.

Più in profondità le pectine, polimeri di polisaccaridi ricchi di acidi uronici, sono disposte in strati sovrapposti a diretto contatto con la parete delle cellule epidermiche.

Gli strati più esterni della cuticola sono dotati di proprietà altamente lipofile ed idrofobe, infatti il ruolo fisiologico della cuticola è quello di limitare le perdite d'acqua, di ioni e di molecole idrosolubili. Inoltre costituisce una barriera all'ingresso di sostanze estranee e di microrganismi, riducendo lo sviluppo di spore fungine a seguito della minore quantità d'acqua presente nella superficie fogliare. Gli strati più interni della cuticola invece divengono progressivamente meno lipofili fino a contatto delle cellule epidermiche, le quali necessitano di un ambiente idrofilo allo scopo di poter espletare i loro processi vitali.

Le forme che i depositi cerosi epicuticolari possono assumere influenzano in modo determinante la bagnabilità delle foglie. Mentre in molte specie (in genere dicotiledoni) le cere epicuticolari hanno un aspetto amorfo, in altre (soprattutto graminacee) emergono forme caratteristiche e più o meno complesse, dette cristalline. Si distinguono tre principali categorie di forme dei depositi cerosi, definiti a creste, a croste e a filamenti.

Il grado di bagnabilità di una foglia diminuisce passando dalle cere amorfe a quelle variamente cristallizzate. Le strutture più repulsive sono considerate quelle a creste, come nel caso di alcune graminacee, tra cui *Avena fatua*.

Occorre ricordare inoltre che indipendentemente dalle caratteristiche forme che le cere epicuticolari assumeranno nella pianta adulta, i cotiledoni e le giovani foglie delle dicotiledoni presentano in genere uno strato superficiale amorfo e privo di formazioni cristalline, quindi più favorevole all'assorbimento.

Molto spesso è proprio l'aggiunta di uno o più coadiuvanti in miscela estemporanea o in formulazione, che permette di ottimizzare il complesso percorso di ritenzione, disseccamento e soprattutto penetrazione, mentre traslocazione e biotrasformazione interessano più propriamente la molecola erbicida.

La penetrazione cuticolare dell'erbicida comincia durante la fase di disseccamento, completandosi in un periodo di tempo la cui durata dipende soprattutto dalla natura del prodotto irrorato. Questo periodo può variare da 1-3 ore per gli erbicidi assorbiti con maggiore rapidità (ad esempio ormonici sotto forma di esteri, clopiralid, fluroxipir, graminicidi specifici, ecc.), 6-8 ore nei casi intermedi (glifosate, fenmedifam, ecc.), fino a 12-24 ore nei casi estremi.

Il passaggio del soluto attraverso la cuticola è funzione spesso dell'efficienza della cuticola stessa, ma anche della tipologia delle molecole che debbono entrare. Un'indicazione della capacità dei composti di penetrare viene fornita dal coefficiente di partizione, che in genere viene espresso mediante il logaritmo del rapporto della solubilità in ottanolo e acqua (K_{ow}). I composti con basso K_{ow} vengono rapidamente assorbiti in condizioni di elevata umidità mediante la via acquosa. Composti con elevato K_{ow} risultano maggiormente solubili nelle cere e per questo possono essere ostacolati nella penetrazione in quanto rimangono intrappolati nelle cere epicuticolari.

Le principali vie di penetrazione sono due: quella lipidica e quella acquosa. I composti non polari o lipofili poco solubili in acqua e molto solubili in solventi organici seguono la prima via, mentre i composti polari idrofilici seguono la via acquosa.

La maggior parte degli erbicidi che segue la via lipidica è costituita da molecole lipofile (per esempio i derivati ureici e le triazine), che attraversano facilmente la cuticola. Un'eccessiva lipofilia può tuttavia ostacolare il passaggio dalla cuticola alla parte interna delle cellule, a causa dei legami che si instaurano tra principio attivo e cuticola.

In una struttura essenzialmente idrofobica come la cuticola, la via acquosa è resa possibile dalle funzioni alcoliche libere della cutina e dalle catene di pectina e di emicellulosa che, partendo dalla parete cellulare, permeano la cuticola secondaria. L'acqua d'idratazione forma, quindi, una sottile pellicola che riveste la matrice cutinica. Pertanto gli erbicidi disciolti in tale film acquoso possono diffondere fino a raggiungere la parete delle cellule epidermiche. Tra gli erbicidi che seguono la via acquosa vi sono le solfoniluree, i composti ormonici (dicamba, 2,4-D), glifosate, ioxinil, ecc. Questi composti vengono assorbiti più lentamente dei composti non polari lipofili e in genere non conviene favorire la via lipidica mediante l'aggiunta di olio minerale. Fondamentale importanza rivestono invece l'elevata umidità relativa e l'abbondante bagnatura. Spesso entrambe le vie di penetrazione lipidica e acquosa coesistono in una complessa cinetica di assorbimento.

Una non secondaria importanza rivestono gli stomi, che, se sono aperti, favoriscono una più rapida penetrazione degli erbicidi nei tessuti della pianta.

I fattori che influenzano maggiormente l'assorbimento fogliare sono riconducibili allo stato della pianta, alle condizioni ambientali (Maas, 1983) e alle caratteristiche dell'erbicida (Tabella 2).

Numerosi elementi che caratterizzano la condizione della flora infestante possono influenzare l'effetto dei prodotti applicati. Innanzitutto la morfologia della pianta, intesa come forma, portamento e orientamento delle foglie e presenza di peli o tricomi, influenza direttamente l'assorbimento. Ad esempio una densità di peli inferiore a 30/mm² aumenta la bagnabilità della foglia, mentre più di 40 peli/mm² la ostacolano. E' noto inoltre che la minor capacità delle graminacee rispetto alle dicotiledoni di trattenere il liquido irrorato è dovuto principalmente alle caratteristiche morfologiche.

Anche la superficie fogliare riveste un ruolo determinante: qualora le piante siano lisce, prive di depositi cerosi cristallini e idrofobe, come liliacee, cavolo, pisello, *Polygonum aviculare*, risultano difficili da bagnare e assorbono quantità inferiori di prodotto, pertanto reagiscono agli erbicidi in modo differenziato rispetto ad altri tipi di piante.

Tabella 2. Fattori che influenzano l'assorbimento fogliare.

| Fattori | | Condizioni migliorative | Condizioni peggiorative |
|---|-------------------------|--|---|
| Condizioni flora infestante | Morfologia | Foglie larghe e non inclinate | Foglie strette ed erette |
| | Superficie fogliare | Scabra e idrofoba con pelosità scarsa | Liscia e idrofoba con pelosità eccessiva o assente |
| | Cuticola | Sottile e povera di cere | Ispessita e ricca di cere |
| | Stadio di sviluppo | Giovanile | Senescente |
| | Condizioni fisiologiche | In attiva crescita | In stress |
| Condizioni ambientali | Temperatura | Molto bassa: < -5 °C (assorbimento attraverso le lesioni della cuticola) | Bassa: -5°/+5°C (cuticola più spessa) |
| | | Mite (cuticola meno spessa e più lento disseccamento del deposito) | Elevata (cuticola più spessa e rapido disseccamento del deposito) |
| | Umidità aria e terreno | Elevata (cuticola meno spessa e più lento disseccamento del deposito) | Ridotta (cuticola più spessa e rapido disseccamento del deposito) |
| | Luce | Limitata (minore fotodegradazione) | Elevata (maggiore fotodegradazione) |
| | Pioggia | Prima del trattamento (dilavamento cere epicuticolari e idratazione cuticola) | Dopo il trattamento (dilavamento prodotto) |
| | Vento | Assente (uniformità di bagnatura e lento disseccamento del deposito) | Forte (deriva, disformità di bagnatura e rapido disseccamento del deposito) |
| | Applicazione | Velocità gocce (impatti) | Limitata |
| Diametro gocce | | Medio e uniforme | Ridotto (deriva), eccessivo (gocciolamento) |
| Volume d'acqua | | Medio | Limitato (scarsa bagnabilità), eccessivo (gocciolamento) |
| Natura principio attivo, coformulanti e coadiuvanti | | Influenza su velocità e via di penetrazione (lipidica o acquosa). Azione dissolvente cere epicuticolari. | Possibili incompatibilità di coadiuvanti non sperimentati, posti in miscele estemporanee improvvisate |

Un altro fattore di grande importanza è rappresentato dalla natura e dallo spessore della cuticola. Va rilevato tuttavia che la consistenza della cuticola è un elemento che può essere

notevolmente influenzato dalle condizioni climatiche o dalla natura degli erbicidi usati in precedenza: è il caso della nota azione preconditionante di etofumesate e di S-metolaclor, che agiscono sulla biosintesi dei lipidi riducendo lo spessore dello strato epicuticolare e facilitando così l'azione di prodotti applicati successivamente. Anche l'età delle foglie della pianta influenza lo spessore della cuticola e quindi la penetrazione del principio attivo. I cotiledoni e le giovani foglie ad esempio sono più recettivi, mentre le foglie più vecchie assorbono meno.

La possibilità che il diserbante raggiunga gli strati più bassi della vegetazione è condizionata dalla struttura della pianta e dalla densità di organi vegetativi per unità di superficie. Un'elevata densità richiede un maggior volume d'irrorazione affinché possa essere bagnata anche la parte basale.

Infine occorre considerare le condizioni fisiologiche dei tessuti della pianta, che debbono essere in grado di assorbire e traslocare l'erbicida. Piante che si trovano in uno stato di stress per cause ambientali (siccità, alte temperature, ecc.) sono in grado di assorbire quantità inferiori di prodotto, risultando così meno sensibili all'attività dell'erbicida.

I coadiuvanti svolgono un ruolo regolarizzatore permettendo di aumentare il grado di assorbimento in funzione dello stato della pianta più o meno favorevole per l'assorbimento (Paci *et al.*, 2002).

Le condizioni ambientali che caratterizzano il momento del trattamento, ma anche quelle che lo precedono e lo seguono, assumono un ruolo di determinante importanza. Temperatura, luminosità, vento, pioggia, umidità relativa e umidità del terreno, possono condizionare in modo rilevante il trattamento eseguito, favorendolo o compromettendolo.

Temperatura e luminosità elevate, congiuntamente a bassa umidità relativa, oltre a determinare la formazione di una cuticola più spessa e meno permeabile ai composti idrofili, favoriscono il disseccamento del deposito erbicida sulle foglie e quindi riducono il tempo utile per la penetrazione e l'assorbimento. Viceversa, temperature miti e un'elevata umidità relativa dell'aria favoriscono la formazione di una cuticola meno spessa, prolungano il tempo di disseccamento del deposito erbicida, favoriscono l'apertura degli stomi e anche la traslocazione. La temperatura, inoltre, può accelerare o rallentare i processi di assorbimento: ad alte temperature si assiste ad un assorbimento più veloce, ma nello stesso tempo si ha una più rapida essiccazione della sostanza irrorata.

Le basse temperature (indicativamente tra -5 e $+5$ °C) inducono un ispessimento della cuticola e quindi ostacolano l'assorbimento, ma temperature ancora più basse (inferiori a -5 °C) provocano lesioni della cuticola attraverso le quali l'assorbimento risulta facilitato.

Anche la luce può influenzare l'assorbimento, migliorandolo soprattutto ad intensità relativamente basse, mentre l'elevata luminosità può ridurre la persistenza dei diserbanti fogliari attraverso processi di fotodegradazione.

Pioggia e vento sono fattori negativi nel caso degli erbicidi ad applicazione fogliare riducendo l'efficacia del trattamento erbicida, interessando principalmente gli aspetti della dispersione ambientale.

La scelta del momento in cui eseguire il trattamento risulta pertanto determinante. Nel periodo estivo sono preferibili le ore più umide e fresche della giornata, procedendo eventualmente ad un intervento irriguo nel caso in cui le condizioni fisiologiche delle infestanti da trattare siano sfavorevoli (Campagna *et al.*, 2007).

In ogni caso i coadiuvanti svolgono un ruolo mitigatore delle interferenze ambientali, modulando le dosi in funzione delle condizioni più sfavorevoli di applicazione.

Infine le caratteristiche chimico-fisiche delle molecole erbicide rivestono una funzione determinante nell'assorbimento da parte delle foglie. Per esempio un erbicida può essere caratterizzato da un elevato grado di azione, ma non essere in grado di penetrare in quanto non sussiste affinità con la superficie fogliare. I coadiuvanti permettono di attivare e ottimizzare la potenziale azione degli erbicidi, in particolare in difficili condizioni di assorbimento (Coupland, 1985).

I coadiuvanti

I coadiuvanti sono sostanze prive di attività biologica, ma che sono in grado di migliorare e regolarizzare il grado d'azione degli erbicidi fogliari migliorando la capacità di superare le barriere (cuticole fogliari), ma soprattutto di normalizzare e ottimizzare l'efficacia biologica anche in condizioni difficili senza aumentare le dosi (Ayres, 1987), in sintonia con le direttive europee che riguardano la riduzione dell'impatto ambientale. A tal proposito occorre ricordare però che l'epoca di impiego e lo stadio di sviluppo delle piante rivestono un ruolo predominante.

Tutti gli agrofarmaci sono costituiti oltre che dal principio attivo, da sostanze chimiche dette coformulanti, che concorrono a rendere il prodotto più conservabile ed efficace. Questi sono rappresentati da inerti, solventi e coadiuvanti, tra cui questi ultimi in particolare sono costituiti da bagnanti, disperdenti, antischiuma, antideriva, ecc., che concorrono a modificare la qualità dell'irrorazione.

I coadiuvanti inoltre possono essere aggiunti in miscela estemporanea oltre che per ottimizzare ulteriormente le performances degli erbicidi, anche per ridurre inoltre la dispersione ambientale.

Tuttavia le conoscenze scientifiche in materia non sono esaustive e comportano talvolta diffidenza nei confronti dell'impiego dei coadiuvanti in miscela estemporanea, a causa sia della mancanza di chiarezza sotto il punto di vista normativo, in quanto non sono assoggettati alla stessa normativa in materia di fitofarmaci e quindi sprovvisti di esaustive indicazioni tecniche di etichetta.

L'unica fonte di informazione spesso è quella riportata nell'etichetta degli erbicidi che necessitano di addizione di uno specifico coadiuvante. Qualsiasi altra miscela può comportare imprevisi fenomeni di incompatibilità e possibile antagonismo.

Un altro aspetto poco conosciuto e talvolta contraddittorio è quello che riguarda gli aspetti inerenti l'assorbimento. Questo non tanto per l'azione che svolgono sulle cere epicutcolari, bensì nei confronti della penetrazione vera e propria, tra cui in particolare quella intracellulare.

Evoluzione della pratica di utilizzo dei coadiuvanti

La tematica dell'addizione dei coadiuvanti è stata a lungo affrontata in questi ultimi anni (Jansen, 1961; Temple *et al.*, 1963) soprattutto per ottimizzare l'impiego degli erbicidi, sia in via estemporanea che direttamente nel formulato (Mantey *et al.*, 1989; Meriggi *et al.*, 1992).

I primi tentativi per migliorare le applicazioni fitoiatriche risalgono alla fine del XIX secolo, quando negli Stati Uniti vennero utilizzati saponi, kerosene, grassi animali e oli vegetali, colla, amido, ecc., in particolare in miscela con insetticidi e fungicidi allo scopo di incrementare l'attività dei principi attivi stessi. Si debbono comunque ad esperienze condotte nel corso degli anni '50 le prime applicazioni di olio paraffinico in miscela con triazine e derivati ureici per aumentare il grado di efficacia verso le malerbe che infestavano mais, soia e cotone negli Stati Uniti. Da allora l'olio minerale è divenuto uno dei coadiuvanti più utilizzati fino ai giorni nostri. Un altro utilizzo che risale agli anni '70 è quello del solfato ammonico posto in miscela con il glifosate. Più di recente sono stati introdotti gli organosiliconi, gli alcoli alifatici poliossietilenici, i nonilfenoli, le ammine alifatiche, le ammine grasse etossilate, gli oli vegetali (colza e soia), le lecitine.

Un uso specifico e particolare degli oli vegetali è stato realizzato negli anni '80 e '90 negli Stati Uniti ed in Sud America per la realizzazione di applicazioni terrestri e aeree di ultra

bassi volumi (ULV) e bassi volumi (LV). In questi casi il formulato a base di olio vegetale (generalmente di soia additivato di un 10 % di emulsionante) fungeva da vettore del prodotto erbicida (carrier) e sostituiva l'acqua. I vantaggi principali di questa tecnica sono una minore perdita di principi attivi per evaporazione e una maggiore capacità di penetrazione degli stessi nella pianta infestante.

Alcuni esempi pratici di impiego dell'olio riguardano i gramincidi specifici come i cicloesenoni, i quali beneficiano dell'applicazione di olio minerale, pena una minore penetrazione in particolare in condizioni sfavorevoli all'assorbimento. Un altro caso simile è quello di fluazifop-P-butile tra gli arilossifenossipropionati, che necessita dell'aggiunta di bagnante. A fronte di questi evidenti effetti, l'industria chimica ha provveduto a pre-formulare ciclossidim e fluazifop-P-butile con l'aggiunta di coadiuvanti specifici allo scopo di regolarizzare il grado d'azione senza previa aggiunta estemporanea di altri prodotti (Campagna *et al.*, 2007).

Analogamente la maggior parte delle solfoniluree necessita di aggiunta di coadiuvanti per esplicare al meglio la propria attività biologica.

Per altri erbicidi invece la ricerca non è ancora riuscita a evidenziare migliori effetti con l'aggiunta di coadiuvanti, anche se alle volte in particolari condizioni si possono riscontrare effetti migliorativi. Per esempio talvolta sono stati riscontrati incrementi del grado di penetrazione fogliare a seguito del trascinarsi dei principi attivi sistemici mediante idrolizzati proteici e amminoacidi.

Di fatto non si conoscono ancora approfonditamente i meccanismi d'azione dei coadiuvanti e tanto ancora rimane da studiare, in particolare nei confronti di penetrazione e traslocazione (Devine, 1989).

La classificazione dei coadiuvanti

La terminologia utilizzata per i prodotti che vengono additivati agli erbicidi è spesso confusa e spesso le funzioni non sono ben comprese e si tende a fare confusione, usando termini impropri o sinonimi (tensioattivi, adesivanti, surfattanti, ecc.).

Di fatto vengono genericamente definiti coadiuvanti. La principale e più conosciuta funzione dei coadiuvanti è quella di ridurre la tensione superficiale dell'acqua, con aumento della bagnabilità delle soluzioni irrorate, da cui la definizione di bagnanti.

Più correttamente i coadiuvanti possono essere raggruppati secondo le loro principali funzioni in:

- agenti in grado di stabilizzare le formulazioni (coformulanti): emulsionanti (disperdenti o sospensivanti, che promuovono le sospensioni), esterificanti, solventi, stabilizzatori di pH, antischiuma, omogeneizzanti, attenuatori dell'evaporazione, umettanti, bagnanti, adesivanti;
- agenti in grado di modificare le soluzioni da irrorare (in genere vengono miscelati in via estemporanea): acidificanti e coloranti, antischiuma, antideriva, umettanti, adesivanti;
- agenti attivanti: bagnanti (cationici, ionici, non ionici e anfoteri), oli e penetranti.

Vi sono però coadiuvanti in grado di svolgere più funzioni, come ad esempio i bagnanti.

Anche gli oli minerali (miscele di derivati non fitotossici del petrolio con una più ridotta percentuale di emulsionanti e bagnanti) o vegetali (miscele di oli di origine vegetale con emulsionanti) svolgono funzioni simili a quelle dei bagnanti, determinando inoltre una maggior capacità di penetrazione in funzione delle proprietà penetranti e dissolventi sulle cuticole.

I sali inorganici (fertilizzanti) possono svolgere diverse funzioni, tra cui quella umettante; il più noto è il solfato ammonico.

Tuttavia esiste una vasta gamma di prodotti di cui spesso non si conoscono le composizioni e tanto meno le funzioni, per cui la casistica delle combinazioni coadiuvanti + erbicidi si complica al punto che è consigliabile attenersi alle indicazioni riportate in etichetta, nonché alle esperienze maturate durante le attività di sperimentazione.

Tabella 3. I principali coadiuvanti utilizzati in miscela con gli erbicidi.

| | Nome chimico | Concentrazione (g/l) | Nome commerciale | Indicazione di pericolo | Funzione | Erbicida |
|--------------------------------|--|-------------------------|-----------------------|-------------------------|---|--|
| Oli | <i>Olio minerale paraffinico</i> | varie | vari | n.c. (mcp) | Adesivante, solubilizzante, penetrante | vari |
| | <i>Olio minerale estivo "narrow range"</i> | 720 | Link | n.c. (mcp) | Adesivante, solubilizzante, penetrante | vari |
| | <i>Metil-oleato + metil-palmitato</i> | 172.5 + 172.5 | Dash HC | Xi | Adesivante, solubilizzante, penetrante | Aura (profossidim) |
| | <i>Olio di colza metilestere e tensioattivi non ionici</i> | 475 + 285 | Adigor | Xi | Bagnante, penetrante | Axial (pinoxaden), Traxos (pinoxaden + clodinafop-propargile) |
| Oli + Tensioattivi | <i>Olio di colza + esteri polietossilati</i> | 95 + 5 % | Codacide | n.c. (mcp) | Adesivante, solubilizzante, penetrante | vari |
| | <i>Sorbitanmonooleato etossilato</i> | 20 % | Etravon, Astrol Nuovo | n.c. (mcp) | Bagnante, adesivante | vari |
| Tensioattivi o bagnanti | <i>Alcool isotridecilico etossilato + siliconi</i> | 200 + 7 | Trend AS | Xi | Bagnante, adesivante | vari |
| | <i>Alcool tridecilico etossilato</i> | 110 | Atplus G | Xi | Bagnante, adesivante | Grasp (tralcossidim) |
| | <i>Sale sodico d'alchilettere solfato</i> | 265 | Biopower | Xi | Bagnante, adesivante | Puma Gold (iodos. + fenoxaprop-p-etile), Atlantis WG e Hussar Maxx (iodos. + mesos.) |
| | <i>Nonilfenolo etossilato</i> | 150 | Bagnante Demetra | n.c. (mcp) | Bagnante, adesivante | vari |
| | <i>Tensioattivi non ionici</i> | 121.2 | Bagnante Cifo | n.c. (mcp) | Bagnante, adesivante | vari |
| | <i>Trisilossano etossilato propossilato</i> | 765 | Break Thru S240 | Xn | Bagnante, adesivante | vari |
| | <i>Eptametiltrisilosano, polialchilene ossido modificato</i> | 850 | Silwet Fastex | Xn | Bagnante, adesivante | vari |
| | Addensanti | <i>Lecitina di soia</i> | 488 | Gondor | - | Antideriva, penetrante |
| Fertilizzanti | <i>Solfato ammonico</i> | vari | vari | - | Umettante, chelante, acidificante, ecc. | vari |

Indicazione di pericolo: Xi = irritante; n.c. (mcp) = non classificato (manipolare con prudenza)

Una delle più attuali classificazioni pratiche dei coadiuvanti si basa sul principio dell'attivazione e quindi sulla suddivisione in oli, tensioattivi (principalmente bagnanti o surfattanti), addensanti e fertilizzanti, collocati ad eccezione di questi ultimi, tra i prodotti diversi per l'agricoltura (Tabella 3).

Gli oli hanno una struttura chimica e proprietà fisico-chimiche completamente differenti da quella dei tensioattivi. Le molecole infatti sono completamente lipofile, anche se in genere vengono addizionate di emulsionanti allo scopo di facilitare la formazione di emulsioni acqua-olio stabili. Si rendono particolarmente interessanti qualora gli erbicidi siano poco solubili in acqua, come nel caso dei graminicidi specifici (Tallevi *et al.*, 1998; Campagna *et al.*, 2006).

In genere non aumentano la ritenzione, ma favoriscono l'adesione delle gocce alle superfici poco bagnabili ricoperte di cere epicuticolari cristalline, come ad esempio le foglie di colza e di *Lolium*, attraverso una lieve dissoluzione delle cere stesse ed una migliore imbibizione. Possono consentire di ridurre la volatilità e la deriva delle gocce, ma anche ostacolare la penetrazione degli erbicidi attraverso la cuticola a causa dei legami che si possono instaurare all'interno di essa (Green, 1989).

Si dividono in oli minerali invernali ed estivi (cosiddetti narrow-range), ovvero residui della lavorazione del petrolio prodotti con differenti intervalli di distillazione; oli vegetali, tra cui in particolare i trigliceridi degli acidi oleico e linoleico, ed esteri derivati dall'esterificazione di alcuni oli di semi. Gli oli di origine minerale sono più stabili, ma meno biodegradabili rispetto a quelli vegetali.

I bagnanti, tensioattivi o surfattanti (dalla terminologia anglosassone surface active agent, ovvero sostanze che agiscono in superficie) oltre ad aumentare la bagnabilità in funzione della riduzione della tensione superficiale tra la goccia irrorata e la superficie fogliare, possono ritardare il disseccamento del deposito (umettanti), ma anche agire come disperdenti ed emulsionanti. Sono costituiti da una parte apolare che si lega alle molecole lipofile e da una polare che si lega a quelle idrofile. Sistemandosi nell'interfaccia delle due fasi, diminuiscono l'incompatibilità tra la parte polare idrofila e quella apolare lipofila riducendo l'energia che sarebbe necessaria per il passaggio dell'erbicida dall'una all'altra, permettendo di mantenere più saldi i legami con le molecole di acqua, cosicché il percorso idrofilo di una molecola all'interno delle cellule viene favorito.

I tensioattivi sono caratterizzati da un valore di HLB (Hydrophylic-Lypophylic Balance) misurabile secondo una scala di valori da 1 a 20, che indica la prevalenza nella struttura della molecola stessa della parte idrofila o lipofila; valori bassi indicano un maggior grado di lipofilia, mentre valori tra 7 e 9 ottimizzano il grado di bagnabilità.

Un altro importante parametro è la CMC (concentrazione micellare critica), che permette di classificare un tensioattivo nella capacità di abbassare la tensione superficiale.

I tensioattivi inoltre, che possono essere non ionici, cationici, anionici e anfoteri, possono fungere da disperdenti, sospensivanti ed emulsionanti dei principi attivi nelle formulazioni che altrimenti non sarebbero miscibili.

- I tensioattivi non ionici (anfolitici) sono caratterizzati dalla presenza di gruppi polari non ionizzabili, che nelle acque dure ricche di ioni limitano la precipitazione delle molecole erbicide. Tra questi ricordiamo i derivati dalla reazione di ossido di etilene e alcuni composti organici tra cui alchilfenoli, tristirilfenoli, alcoli grassi, acidi grassi, alchilsorbitani, ecc. In genere i bagnanti non ionici favoriscono la penetrazione dei principi attivi lipofili.

- I tensioattivi cationici sono costituiti da un gruppo idrofilo che si carica positivamente. Tra questi ricordiamo le ammine grasse polietossilate e i sali d'ammonio quaternari. Grazie all'elevata idrofilia favoriscono la penetrazione cuticolare degli erbicidi solubili in acqua, come ad esempio il glifosate, che essendo caricato negativamente viene ostacolato nella penetrazione attraverso la cuticola, anch'essa di carica negativa.

- I tensioattivi anionici sono caratterizzati da un gruppo idrofilo che si carica negativamente. Tra questi vi sono gli alchilaril solfonati, gli alchil solfati, gli alchiltaurinati, i solfosuccinati, i naftalensolfonati condensati, gli alcoli terpenici, gli esteri fosfati organici, ecc.

- I tensioattivi anfoteri hanno il gruppo idrofilo che si può caricare positivamente o negativamente a seconda del pH dell'ambiente in cui si trovano.

In genere i bagnanti ionici favoriscono la penetrazione dei principi attivi idrofili.

Gli addensanti sono sostanze chimiche introdotte in questi ultimi anni, costituite da polisaccaridi estratti da gomme e derivati della cellulosa e più recentemente da derivati della lavorazione degli oli vegetali quali la lecitina di soia. Sono in grado di modificare la viscosità della soluzione erbicida riducendo i pericoli di deriva al momento dell'applicazione. In pratica agiscono principalmente aumentando le dimensioni delle gocce.

I solventi sono coadiuvanti talvolta necessari per poter mantenere disciolti i principi attivi nella formulazione di un erbicida. Nelle emulsioni il solvente organico apolare in associazione ad un tensioattivo emulsionante permette al principio attivo di rimanere disciolto nell'acqua. Favoriscono in genere la penetrazione fogliare in quanto lo stato fisico del principio attivo disciolto è più idoneo per l'attraversamento delle barriere fogliari. Vista però la tossicità che spesso presentano, sono destinati ad essere sostituiti con altri prodotti meno pericolosi.

Il principale effetto dei fertilizzanti, rappresentati da solfato ammonico e altri concimi azotati liquidi come urea e nitrato ammonico, è quello di rallentare il disseccamento delle goccioline

di soluzione irrorate sulla superficie delle foglie. Il loro potere umettante è legato al grado di igroscopicità, cioè alla loro capacità di assorbire umidità dall'aria. Ciò comporta un maggior tempo in cui l'erbicida rimane in soluzione, migliorando sia la penetrazione delle molecole erbicide attraverso la cuticola che lo stato di idratazione della cuticola stessa. Questo secondo aspetto risulta di fondamentale importanza per gli erbicidi idrosolubili come i composti organo fosforici, glifosate e glufosinate ammonio, in particolare in concomitanza di sfavorevoli condizioni pedoclimatiche, quando la limitata umidità rende le cuticole meno idratate e più ricche di cere (Kudsk *et al.*, 1992).

Un altro importante aspetto dei fertilizzanti è la presenza dello ione ammonio, in particolare se salificato con il solfato. Nel caso del glifosate per esempio, numerosi sono i vantaggi dimostrati a partire dagli anni settanta riguardo l'incremento dell'efficacia. Da allora numerose esperienze sono state condotte, tanto che la bibliografia è ricca di documentazioni, anche se non ancora sufficientemente note appaiono le interpretazioni scientifiche. Uno dei ruoli del solfato ammonico, oltre al rallentamento del disseccamento delle gocce, pare sia la capacità di modificare la permeabilità delle membrane cellulari mediante uno scambio salino in grado di influire sul processo di assorbimento. Un altro aspetto è quello di impedire al glifosate di cristallizzare, mantenendolo sotto una forma amorfa più propizia alla penetrazione fogliare. Inoltre contribuisce ad abbassare il pH verso valori più favorevoli allo svolgimento dell'azione biologica dell'erbicida, a causare una lieve azione ustionante sugli strati cellulari più esterni e a svolgere un'azione chelante nei confronti dei cationi mono- e bivalenti presenti nelle acque dure, tra cui in particolare il Ca, che complessandosi con la forma libera di glifosate acido lo rende meno efficace.

La quantità di solfato ammonico da aggiungere non dipende dalla superficie da irrorare, bensì dal volume di acqua da distribuire in funzione della durezza delle acque utilizzate e anche dalla specie infestante da devitalizzare, che può presentare una concentrazione variabile di cationi sulla superficie epicuticolare potenzialmente in grado di dissociarsi, come nel caso di *Abutilon theophrasti*, e di inattivare le molecole di glifosate. In pratica la concentrazione di solfato ammonico al 21% da aggiungere all'acqua prima di versare il prodotto è di circa lo 0,5-2,5%. Concentrazioni superiori tendono a ridurre il grado di efficacia a causa principalmente dell'abbassamento del pH, con conseguenti destabilizzazioni della soluzione. Le differenze di attività riscontrabili sono in genere più evidenti qualora si utilizzino volumi di acqua elevati (Bouchet, 1984). Nelle moderne formulazioni di glifosate additivate di

bagnanti ionici lipofili, il beneficio derivante dall'utilizzo del solfato ammonico viene notevolmente ridotto.

Un aspetto negativo derivante dall'utilizzo dei fertilizzanti è rappresentato dalla corrosività che può causare danni alle apparecchiature irroranti, pertanto è consigliata un'accurata pulizia delle stesse dopo l'utilizzo.

Aspetti legislativi e tossicologia

Le difficoltà derivanti dallo smisurato aumento dei costi della ricerca di nuovi erbicidi che presuppone la richiesta di dossier sempre più complicati ed esaustivi in risposta ad una crescente sensibilizzazione verso il rispetto dell'ambiente e della salute pubblica, hanno fatto riscoprire aspetti relativamente nuovi: l'ottimizzazione dell'attività biologica degli erbicidi già disponibili attraverso l'impiego di coadiuvanti in miscele estemporanee o meglio in formulazione, ma anche la riduzione della dispersione ambientale.

L'immissione sul mercato di un coadiuvante non è condizionata da rigorosi vincoli di registrazione, ossia l'industria produttrice non è tenuta a fornire all'autorità competente informazioni relative alle caratteristiche chimico-fisiche e tossicologiche di quel prodotto. Pertanto prevale la disponibilità sul mercato di coadiuvanti che nella maggior parte dei casi debbono essere aggiunti dall'agricoltore in via estemporanea agli erbicidi o ai fitofarmaci in generale (Tabella 4).

Tabella 4. Principali erbicidi che richiedono l'utilizzo di coadiuvanti estemporanei nel diserbo delle più diffuse colture erbacee ed arboree.

| Famiglia chimica | Erbicida | Attivante | Coltura |
|-----------------------------------|-------------------------------------|--|--------------------------|
| Solfoniluree | Granstar, Logran | Bagnanti, olio di colza | Frumento |
| | Puma Gold, Atlantis WG, Hussar Maxx | Bagnante (Biopower) | Frumento |
| | Titus | Bagnanti, olio di colza (Codacide) | Mais |
| | Safari | Olio minerale, olio di colza, bagnante | Barbabetola |
| | Londax 60 DF, Gulliver | Bagnanti | Riso |
| Imidazolinoni | Altorex | Oli vegetali | Pisello, fagiolo, medica |
| Triazolo pirimidine | Eclipse | Bagnanti | Riso |
| Fenilpirazolini | Axial Traxos | Adigor | frumento |
| Fosfororganici | Glifosate (vari) | Solfato ammonico | Letti di semina, ecc. |
| Arilossifenossi propionati | Topik 240 EC | Bagnante, oli minerale e di colza | Frumento |
| Cicloesenoni | Grasp | Bagnante (Atplus G) | Frumento |
| | Stratos | Olio minerale | Sarchiate, ortive, ecc. |
| | Select | Olio minerale | Sarchiate, ortive, ecc. |
| | Aura | Metil-oleato + metil-palmitato (Dash HC) | Riso |
| Composti ormonici | 2,4 D + MCPA | Olio minerale | Mais |
| | MCPA + dicamba | Olio minerale | Mais |
| Dipiridilici | diquat | Bagnanti | Letti di semina, ecc. |
| Carbammati | Betanal, Betanal Expert e altri | Olio minerale | Barbabetola |
| Tiadiazine | Basagran SG | Olio minerale | Mais, soia |
| Triazine | Terbutilazina | Olio minerale | Mais |

A tale riguardo la visione dell'UE è mirata ad un maggiore controllo sulle attività produttive e sulla ricerca, rivendicando una maggiore regolamentazione. Tuttavia esistono forti differenze in termini giuridici tra gli Stati membri che ostacolano l'armonizzazione legislativa. I coadiuvanti non vengono considerati come prodotti fitosanitari, e per questo non sono compresi nella lista della DIR. 91/414.

Per la legislazione italiana i coadiuvanti sono soggetti alle disposizioni normate nel DPR 1255/68, con riferimenti agli obblighi di legge per l'immissione in commercio di sostanze con proprietà bagnanti, adesivanti, tensioattive, ecc. Il Ministero della Sanità ha richiesto nel corso degli anni, allo scopo di meglio comprendere come un coadiuvante possa migliorare il grado d'azione di un erbicida, obblighi di etichettatura e di informazioni riguardanti le interazioni tra coadiuvante stesso e principio attivo. In particolare per gli aspetti riguardanti la tossicologia e l'aumento della persistenza, con le relative conseguenze sull'eventuale alterazione dei tempi di carenza richiesti a seguito del probabile aumento di residui sugli alimenti. In merito a tali effetti è stato introdotto il DPR 290/01, che ha richiesto nuovi parametri e procedure per la registrazione dei coadiuvanti, tra cui le caratteristiche chimico-fisiche e tossicologiche integrate da un profilo ecotossicologico, allo scopo di valutare le

interazioni che si possono verificare tra erbicida e coadiuvante. Ciò tende ad appesantire gli obblighi di legge delle aziende produttrici che si vedono impegnate a formulare dossier per gli erbicidi e per gli stessi in combinazione con i coadiuvanti. Ancora contrastanti sono tuttavia le prospettive in materia di legislazione sulla registrazione, e a tale scopo si attendono novità comunitarie per la promozione di una progressiva armonizzazione dei Paesi facenti capo all'Unione Europea, anche se gli orientamenti che si stanno configurando fanno prevedere un ulteriore irrigidimento delle normative riguardanti la valutazione degli aspetti ecotossicologici e dei residui dei metaboliti secondari originati dall'impiego dei coadiuvanti. Ciò comporterebbe sicuramente un aumento dei costi e dei tempi richiesti dagli iter registrativi, considerando che i margini economici di cui dispongono i coadiuvanti sono nettamente inferiori rispetto agli erbicidi. Per gli oli di origine vegetale sono previste tuttavia maggiori semplificazioni, anche se i costi di estrazione sono spesso superiori rispetto a quelli di sintesi. Per questi motivi prevale un atteggiamento di attesa, anche se la ricerca si vede impegnata a trovare nuovi coadiuvanti e soprattutto a studiarne i meccanismi di base.

Riguardo agli aspetti tossicologici, dai primi risultati sugli studi dei tensioattivi è stato dimostrato un effetto di adsorbimento sulla membrana cellulare dei batteri con alterazioni osmotiche che possono portare alla morte, manifestando una loro attività battericida. Inoltre il nonilfenil-etossilato presente anche nei detersivi di possibile impiego in cucina, sembra poter interagire negativamente con alcuni enzimi alterando il metabolismo umano. Più limitati e frammentari sono gli studi tossicologici condotti in vivo verso gli organismi acquatici.

In prospettiva potrebbe essere approvata nel corso del prossimo anno dalla Commissione Europea, una nuova Direttiva che contempli i coadiuvanti. Non si sa tuttavia se potrà prevalere l'orientamento più rigido e limitativo osservato dai Paesi dell'Europa settentrionale o più elastico e moderato di altri Paesi, che tenga conto delle esigenze e della grande variabilità di colture e di prodotti dell'area mediterranea, oltre che degli elevati costi che ciò potrebbe determinare per le Società produttrici e per gli utilizzatori finali.

Considerazioni conclusive

Le limitate conoscenze sulle caratteristiche e sul funzionamento dei coadiuvanti può indurre talvolta a disorientare gli utilizzatori, in quanto le condizioni pedoclimatiche, lo stato vegetativo e le specie delle infestanti, oltre alle caratteristiche degli erbicidi, sono talmente variabili da portare di volta in volta a risultati spesso contrastanti.

Nel caso per esempio delle solfoniluree, che sono composti idrofili, occorre che il coadiuvante si comporti prevalentemente da veicolante per poter favorire il superamento della barriera della cuticola, ma qualora le condizioni ambientali siano particolarmente avverse, così da rendere gli strati epicuticolari maggiormente impermeabili, occorre che il coadiuvante dapprima eserciti un'azione di dissoluzione e di ammorbidimento delle cere.

Per questo si ritiene che il buon utilizzo dei coadiuvanti, valutato ogni volta a seconda delle condizioni che si vengono a creare, possa regolarizzare da un lato il grado di efficacia degli erbicidi in condizioni sfavorevoli di applicazione, mentre d'altro canto possa ottimizzare l'applicazione e quindi ridurre la dose di prodotto necessaria per l'impiego. Tuttavia non esistono al momento conoscenze tali da poter formulare le quantità e il tipo di coadiuvante più adatto alle condizioni che si presentano. A tale proposito si dispone di esperienze pratiche tali da poter ottenere con una certa ripetibilità un aumento del grado di efficacia di alcuni erbicidi con l'ausilio di coadiuvanti posti in miscela estemporanea.

Un altro aspetto riguardo all'utilizzo dei coadiuvanti è quello di consentire la riduzione delle perdite da gocciolamento mediante la massimizzazione del grado di copertura sulla vegetazione. Un aumento del volume di acqua è richiesto infatti in condizioni difficili di impiego allo scopo di meglio idratare le superfici epicuticolari di piante che si trovano in un grave stato di stress idrico. In queste situazioni sono utili tensioattivi con funzione bagnante-adesivante.

In realtà non esistono soluzioni ottimali a causa dell'assenza di modelli di valutazione che permettano di interpretare al meglio le parziali conoscenze spesso frammentarie che la ricerca sta cercando di interpretare e di approfondire.

A tale scopo risulta necessario un impegno di competenze che deve coinvolgere chimici, biochimici, biologi, fisiologi, agronomi, ecc. La risposta della più moderna tecnologia in merito ha permesso di ottenere formulazioni innovative (ad esempio Betanal Expert, Fusilade Max, Stratos Ultra) con un complesso di additivi classificabili come oli vegetali e minerali, bagnanti, emulsionanti e solventi, che uniti in appropriate proporzioni al principio attivo, permettono di ottenere una formulazione ottimizzata e generalizzabile per tutte le condizioni ambientali. Particolarmente vantaggioso risulta in ogni caso l'impiego dei coadiuvanti in sfavorevoli e avverse condizioni pedoclimatiche a seguito dapprima della riduzione della deriva e dell'evaporazione, e poi della migliore bagnatura e adesione delle gocce alle foglie, con una riduzione della dispersione ambientale e un incremento della velocità e della quantità di principio attivo che viene assorbito e traslocato verso i siti d'azione.

Bibliografia

- Ayres P (1987). Use of adjuvants to improve control of black-grass (*Alopecurus myosuroides*) by diclofop-metile. *Weed Research* 27: 195-205.
- Bouchet C (1984). La réduction des volumes. *Phytoma* 363: 42-44.
- Campagna G, Geminiani E, Rapparini G (2007). Come ottimizzare l'impiego dei graminicidi. *L'Informatore Agrario* 29: 49-56.
- Campagna G, Rapparini G (2001). Danni alle colture da deriva di erbicidi. *L'informatore Agrario* 14: 83-87.
- Campagna G, Rapparini G (2006). Il decalogo per l'impiego dei graminicidi specifici. *L'Informatore Agrario* 1: 74-79.
- Campagna G, Rapparini G (2007). Gli aspetti applicativi influenzano selettività ed efficacia erbicida. *L'Informatore Agrario* 16: 71-74.
- Coupland D. (1985). The effects of environmental factors on the absorption, translocation and metabolism of C14fluazifop-butyl. *Proceedings of the International Symposium*, London, pp 144-155.
- Devine M (1989). Phloem translocation of herbicides. *Reviews of Weed Science* 4: 205-206.
- Dubois G (1986). Formulations et compatibilités des produits phytosanitaires, 160 pp.
- Green JM (1989). Herbicide antagonism at the whole plant level. *Weed Technology* 3: 217-226.
- Jansen P (1961). Effect of surfactants on the herbicidal activity of several herbicides in aqueous spray systems. *Weeds* 9: 381-405.
- Kudsk P, Kristensen JL (1992). Effect of environmental factors on herbicide performance. *Proceeding 1st Int.. Weed Control Congress*, Melbourne, Australia. vol. 1, pp 173-186.
- Maas G (1983). Herbicides dose rate reduction by combining with adjuvant. Influence of environment factors on herbicide performance and crop and weed biology. *Aspects of Applied Biology*, pp 4.
- Mantey FA, Nalewaja JD, Szelezniak F (1989). Esterified seed oils with herbicides. *Adjuvants and Agrochemicals* 2: 139-148.
- Meriggi P, Benini G, Rosso F (1992). Diserbo chimico: l'importanza degli additivi nelle applicazioni di post-emergenza. *Agronomica* 3: 15-19.
- Paci F, Fabbi A, Rapparini G (2005). Effetti dell'impiego di coadiuvanti sull'attività degli erbicidi. *L'Informatore Agrario* 42: 81-87.
- Paci F, Vandini G, Campagna G, Rapparini G (2002). Influenza di additivi estemporanei sull'efficacia di vari erbicidi applicati in post-emergenza della barbabietola da zucchero. *Atti Giornate Fitopatologiche*, Balsega di Piné (TN), Italy, 7-11 aprile 2002, pp 223-240.
- Rapparini G, Pazzi U, Nicotra G, Tallevi G, Campagna G (2003). Il ruolo dei coadiuvanti nelle applicazioni erbicide. *L'Informatore Agrario* 45: 83-89.
- Tallevi G, Campagna G, Rapparini G (1998). Verifica dell'utilità degli attivanti nell'impiego dei graminicidi specifici. *Atti Giornate Fitopatologiche*, Scicli e Ragusa, Italy, 3-7 maggio 1998, pp 357-362.
- Temple RE, Hilton HW (1963). The effect of surfactants on the water solubility of herbicides and the foliar phytotoxicity of surfactants. *Weeds* 11: 381-405.

TECNICHE RADIO MOLECOLARI PER LA VALUTAZIONE DELL'EFFICACIA DI COADIUVANTI ANTIDERIVA PER IL CONTROLLO DELLE ERBE INFESTANTI

DINELLI G.¹, MAROTTI I.¹, BOSI S.¹, BUSI S.¹, BENUZZI M.², CATIZONE P.¹

1. Dipartimento di Scienze e Tecnologie Agroambientali, Università di Bologna, viale Fanin, 44, 40127 Bologna

2. Intrachem Bio Italia S.p.A., via XXV Aprile, 44, 24050 Grassobio, Bergamo

E-mail: giovanni.dinelli@unibo.it

Riassunto

Da tempo la tutela della salute e dell'ambiente, messe a rischio dall'elevata tossicità di alcuni prodotti fitosanitari, rappresenta una tematica di notevole interesse ed attualità. La stessa Commissione Europea, riunitasi per elaborare una strategia tematica volta ad un utilizzo sostenibile degli agrofarmaci, ritiene che sia necessario garantire la produttività agricola salvaguardando la salute dell'uomo e dell'ambiente. Oltre a migliorare la ricerca sugli agrofarmaci, occorre adottare pratiche operative capaci di ridurre la dispersione dei fitosanitari utilizzati. Per tali ragioni l'utilizzo dei coadiuvanti, ovvero formulati commerciali in grado di modificare l'attività erbicida di un principio attivo o le caratteristiche della sua distribuzione, può ricoprire un importante ruolo.

Obiettivo della ricerca è stato quello di valutare l'azione di due coadiuvanti antideriva, a base di lecitina di soia, nel controllo delle infestanti. A tale proposito l'attività di ricerca è stata incentrata, principalmente, su due obiettivi:

- 1) valutare se i coadiuvanti presi in esame siano in grado di determinare effetti nei confronti di erbicidi di post-emergenza;
- 2) identificare l'eventuale meccanismo fisiologico responsabile dell'incremento dell'efficacia, analizzando i processi di assorbimento e traslocazione dei principi attivi, mediante l'utilizzo di tecniche con radiomarcanti.

I risultati hanno evidenziato che l'applicazione dei coadiuvanti antideriva in miscela con diversi principi attivi può determinare un incremento dell'efficacia, maggiormente evidente in situazioni "borderline" (specie non ben controllate, stadi vegetativi avanzati). Inoltre, i dati ottenuti mediante l'utilizzo di tecniche con radiomarcanti suggeriscono che la presenza dei coadiuvanti determinano un più rapido assorbimento associato ad un aumento della traslocazione del principio attivo.

Parole chiave

Coadiuvanti antideriva; Incremento efficacia; Tecniche radiomolecolari.

Summary

Radio molecular techniques for efficacy evaluation of anti-drift herbicide adjuvants

In the last decades health protection and environmental conservation, threatened by the high toxicity of some phytosanitary products, have become topical and key issues. The European Commission, focusing on the development of a strategy aimed at the sustainable use of pesticides, highly recommends to link the agricultural productivity together with human health and environmental safeguards. Besides improving researches on pesticides, it is of importance to adopt operative procedures for reducing the dispersal of phytosanitary products. For these reasons the use of adjuvants, commercial formulates which can modify the herbicide activity or the drift of a specific active ingredient, may be regarded as a key strategy.

The objective of the present research was to evaluate the efficacy of two soy lecithin-based anti-drift adjuvants in controlling weeds. To this aim the research work has been outlined as follows:

- 1) assessments on whether investigated adjuvants were effective in increasing the efficacy of tested herbicides;
- 2) identification of the physiological mechanism leading to an increase of efficacy by analysing absorption and translocation processes of the active ingredients with the use of radiolabel-based techniques.

The results showed that the application of adjuvants in mixture with different active ingredients led to an increase of the herbicide efficacy, markedly more evident in borderline cases (not well controlled species, advanced vegetative stages). Moreover, the data obtained by means of radiolabel compounds suggested that adjuvants may permit a more rapid absorption along with an increase in the translocation process of the active ingredient.

Keywords

Anti-drift adjuvants; Efficacy increase; Radio molecular techniques.

Introduzione

I trattamenti con agrofarmaci sono da tempo oggetto di numerosi dibattiti, per una serie di motivi che vanno dall'inquinamento ambientale fino all'azione fitotossica che può originarsi sulle colture agrarie. Tale problematica, riscontrata in Italia e in molti altri Paesi dell'Unione Europea, ha portato ad un irrigidimento del contesto normativo europeo. Per tale ragione il Parlamento europeo ha adottato una direttiva che istituisce un quadro per realizzare un uso sostenibile degli agrofarmaci, riducendone i rischi e gli impatti sulla salute umana e sull'ambiente e promuovendo l'uso della difesa integrata e di tecniche alternative. Entro cinque anni dall'entrata in vigore della direttiva, gli Stati membri dovranno adottare piani d'azione nazionali per definire i propri obiettivi quantitativi, le misure e i tempi per ridurre la dipendenza dall'utilizzo dei prodotti fitosanitari. Tali obiettivi possono riguardare diversi settori di interesse, ad esempio la protezione dei lavoratori, la tutela dell'ambiente, i residui, l'uso di tecniche specifiche o l'impiego in colture specifiche.

Gli erbicidi, che rappresentano uno dei rischi di contaminazione delle acque superficiali, sono tra i prodotti fitosanitari più utilizzati a livello europeo (circa 36% del mercato) (Dati Commissione Europea). Una vasta letteratura ha inequivocabilmente dimostrato che, nella maggior parte dei sistemi colturali, senza un adeguato controllo delle infestanti, la produzione tenderebbe rapidamente ad annullarsi. A livello mondiale, circa il 10% delle perdite di produzione del settore agricolo sono attribuite agli effetti competitivi delle piante infestanti, nonostante l'intenso controllo a cui queste ultime sono sottoposte in molti sistemi colturali (Zimdahl, 1980). In assenza di interventi di controllo, si stima che in Italia la perdita media di produzione sarebbe del 50-60% per la barbabietola, del 20-30% per il frumento, del 30-40% per il mais e del 30-35% per la soia. (Covarelli *et al.*, 1983; Zanin *et al.*, 1992).

L'utilizzo di coadiuvanti antideriva può quindi ricoprire un importante ruolo nell'intento di aumentare l'efficacia dei trattamenti erbicidi e diminuire in questo modo il rischio di contaminazione delle acque superficiali. Obiettivo della presente ricerca è stato quello di valutare l'effetto di due coadiuvanti antideriva (IntraC1 e IntraC2) in miscela con differenti erbicidi (clodinafop-propargyl, diclofop-methyl, terbuthylazine, glyphosate e rimsulfuron), prendendo in esame i più comuni sistemi coltura-malerba italiani. Inoltre sono stati condotti ulteriori approfondimenti utilizzando tecniche radiomolecolari allo scopo di identificare l'eventuale meccanismo fisiologico coinvolto nell'incremento dell'efficacia.

Materiali e Metodi

Efficacia dei coadiuvanti antideriva in miscela con differenti erbicidi

Le specie infestanti sono state scelte tra quelle più comuni nei sistemi colturali italiani. In particolare l'indagine è stata condotta utilizzando cinque principi attivi (clodinafop-propargyl, diclofop-methyl, glyphosate, rimsulfuron e terbuthylazine) applicati su otto specie infestanti: sei specie dicotiledoni (*Amaranthus retroflexus*, *Ambrosia artemisifolia*, *Chenopodium album*, *Conyza canadensis*, *Polygonum aviculare*, *Solanum nigrum*) e due specie monocotiledoni (*Lolium rigidum* e *Sorghum halepense*).

Le combinazioni dei trattamenti sono riportate nella Tabella 1. La semina delle specie infestanti è stata effettuata in seminiere contenenti un substrato di coltura composto per l'80% di sabbia e per il 20% di torba comune. Le seminiere sono state quindi poste in celle climatizzate con 12 h di fotoperiodo e temperatura di 24°/18°C. Le piante sono state sub-irrigate e fertilizzate al fine di assicurare una crescita rigogliosa fino allo stadio fenologico prescelto per i trattamenti erbicidi. Per la prova sono stati utilizzati due coadiuvanti antideriva

(IntraC1 e IntraC2) a base di lecitina di soia con azione specifica per i trattamenti erbicidi. I trattamenti sono stati effettuati utilizzando una barra irroratrice dotata di ugelli a ventaglio, posizionata ad un'altezza di 50 cm dalla superficie delle seminiere. Il volume di applicazione è risultato equivalente a 300 l/ha.

È stato adottato uno schema sperimentale a blocchi randomizzati, con 3 repliche da 24 piante ciascuna. Per ogni specie infestante, sono stati posti a confronto quattro trattamenti: a) controllo non trattato; b) erbicida selezionato applicato sotto forma di formulato commerciale; c) erbicida selezionato applicato sotto forma di formulato commerciale in miscela con IntraC1 (0.25%); d) erbicida selezionato applicato sotto forma di formulato commerciale in miscela con IntraC2 (0.50%). Dopo 28 giorni dai trattamenti, per ogni tesi presa in esame, sono stati determinati il numero degli individui sopravvissuti e il loro peso fresco e secco, considerando solo gli organi epigei di ciascuna pianta. Inoltre per ogni trattamento è stato valutato l'incremento dell'efficacia apportato dal coadiuvante, calcolato utilizzando il metodo riportato da Colby (1967). L'elaborazione statistica dei dati è stata operata mediante analisi della varianza e regressione non lineare.

Analisi di assorbimento e traslocazione di erbicidi radiomarcati

Per gli approfondimenti fisiologici, effettuati secondo la metodica descritta in Dinelli *et al.* (2006), sono stati analizzati l'assorbimento e la traslocazione sia del clodinafop-propargyl radiomarcato in biotipi resistenti e sensibili di *Lolium* spp., sia del glyphosate radiomarcato in *Solanum nigrum*. Brevemente, per ogni accessione sono stati confrontati tre trattamenti: a) erbicida marcato con ^{14}C applicato sotto forma di formulato commerciale; b) erbicida marcato con ^{14}C applicato sotto forma di formulato commerciale in miscela con IntraC1 (0.25%); c) erbicida marcato con ^{14}C applicato sotto forma di formulato commerciale in miscela con IntraC2 (0.50%). Ciascun trattamento è stato effettuato su 20 piante allo stadio fenologico di 2-4 foglie applicando sulla pagina fogliare 2 μl della soluzione radioattiva (per un totale di radioattività pari a 25 nCi per pianta). A 1, 2 e 4 giorni dal trattamento (GDT) si è provveduto al lavaggio delle superfici fogliari trattate con una miscela composta da metanolo e acqua (1:9 v/v). La soluzione di lavaggio è stata analizzata mediante scintillazione liquida (LSS), per quantificarne il residuo radioattivo non assorbito dalle foglie. Per la valutazione dell'assorbimento fogliare i tessuti vegetali di 10 piante per trattamento sono stati seccati e congelati in azoto liquido. Il tessuto congelato è stato estratto per due volte in mortaio, con una miscela estraente (acqua e metanolo nella proporzione 1:9, v/v) in rapporto 1:4 (g di tessuto fresco/ml di miscela estraente). Dopo centrifugazione, il surnatante, portato a secco

sotto vuoto, è stato risospeso in 500 µl di acqua ultrapura e la radioattività è stata determinata tramite LSS. La radioattività non estratta nei residui vegetali è stata quantificata mediante LSS. Per la valutazione della traslocazione dell'erbicida da 10 piante per trattamento sono state posizionate su di un supporto di vetro e sottoposte ad autoradiografia elettronica utilizzando il densitometro laser Molecular Imager (Bio-Rad) con tempo d'acquisizione di 12 ore. L'analisi delle tracce radioattive è stata effettuata mediante il software Quantity One (Bio-Rad).

Tabella 1. Elenco dei trattamenti effettuati in accordo allo schema sperimentale riportato nei Materiali e Metodi. Se significativi a $P < 0.05$, vengono riportati i valori di incremento di efficacia, espressi in % rispetto al trattamento con il solo formulato commerciale, osservati per IntraC1 e IntraC2.

| Principio attivo | Nome commerciale | Dose tecnica | Dose applicata | Specie | Stadio vegetativo | Incremento (IntraC1) | efficacia (IntraC2) |
|----------------------|------------------|--------------------------|--------------------------|-------------------------------------|-------------------|----------------------|---------------------|
| clodinafop-propargyl | Topik | 240 g ai l ⁻¹ | 240 g ai l ⁻¹ | <i>Lolium</i> spp. biotipo Ozzano | 2 foglie | - | - |
| clodinafop-propargyl | Topik | 240 g ai l ⁻¹ | 240 g ai l ⁻¹ | <i>Lolium</i> spp. biotipo Roma | 2 foglie | 20.0 | 14.4 |
| clodinafop-propargyl | Topik | 240 g ai l ⁻¹ | 240 g ai l ⁻¹ | <i>Lolium</i> spp. biotipo Tuscania | 2 foglie | 36.0 | 25.0 |
| clodinafop-propargyl | Topik | 240 g ai l ⁻¹ | 240 g ai l ⁻¹ | <i>Lolium</i> spp. biotipo Ozzano | 10-12 foglie | 46.9 | 55.2 |
| clodinafop-propargyl | Topik | 240 g ai l ⁻¹ | 120 g ai l ⁻¹ | <i>Lolium</i> spp. biotipo Ozzano | 2 foglie | - | - |
| diclofop-methyl | Illoxan | 710 g ai l ⁻¹ | 710 g ai l ⁻¹ | <i>Lolium</i> spp. biotipo Ozzano | 2 foglie | - | - |
| diclofop-methyl | Illoxan | 710 g ai l ⁻¹ | 710 g ai l ⁻¹ | <i>Lolium</i> spp. biotipo Roma | 2 foglie | - | - |
| diclofop-methyl | Illoxan | 710 g ai l ⁻¹ | 710 g ai l ⁻¹ | <i>Lolium</i> spp. biotipo Tuscania | 2 foglie | - | - |
| diclofop-methyl | Illoxan | 710 g ai l ⁻¹ | 710 g ai l ⁻¹ | <i>Lolium</i> spp. biotipo Ozzano | 6-8 foglie | - | - |
| glyphosate | Roundup Bioflow | 720 g ai l ⁻¹ | 720 g ai l ⁻¹ | <i>Lolium</i> spp. biotipo Ozzano | 2 foglie | - | - |
| glyphosate | Roundup Bioflow | 720 g ai l ⁻¹ | 720 g ai l ⁻¹ | <i>Lolium</i> spp. biotipo Ozzano | 10-12 foglie | - | - |
| glyphosate | Roundup Bioflow | 720 g ai l ⁻¹ | 720 g ai l ⁻¹ | <i>Polygonum aviculare</i> | 2 foglie | - | - |
| glyphosate | Roundup Bioflow | 720 g ai l ⁻¹ | 720 g ai l ⁻¹ | <i>Polygonum aviculare</i> | 10-12 foglie | 22.6 | 22.4 |
| glyphosate | Roundup Bioflow | 720 g ai l ⁻¹ | 720 g ai l ⁻¹ | <i>Sorghum halepense</i> | 2-4 foglie | - | - |
| glyphosate | Roundup Bioflow | 720 g ai l ⁻¹ | 720 g ai l ⁻¹ | <i>Sorghum halepense</i> | 6-8 foglie | - | - |
| glyphosate | Roundup Bioflow | 720 g ai l ⁻¹ | 720 g ai l ⁻¹ | <i>Amaranthus retroflexus</i> | 2-4 foglie | - | - |
| glyphosate | Roundup Bioflow | 720 g ai l ⁻¹ | 720 g ai l ⁻¹ | <i>Amaranthus retroflexus</i> | 8-10 foglie | - | - |
| glyphosate | Roundup Bioflow | 720 g ai l ⁻¹ | 720 g ai l ⁻¹ | <i>Solanum nigrum</i> | 2-4 foglie | 10.7 | 14.7 |
| glyphosate | Roundup Bioflow | 720 g ai l ⁻¹ | 720 g ai l ⁻¹ | <i>Solanum nigrum</i> | 6-8 foglie | 16.3 | 17.2 |
| glyphosate | Roundup Bioflow | 720 g ai l ⁻¹ | 360 g ai l ⁻¹ | <i>Solanum nigrum</i> | 2-4 foglie | 11.2 | 13.5 |
| rimsulfuron | Titus | 40 g ai l ⁻¹ | 40 g ai l ⁻¹ | <i>Sorghum halepense</i> | 2-4 foglie | - | - |
| rimsulfuron | Titus | 40 g ai l ⁻¹ | 40 g ai l ⁻¹ | <i>Sorghum halepense</i> | 6-8 foglie | - | - |
| terbutylazine | Click | 840 g ai l ⁻¹ | 840 g ai l ⁻¹ | <i>Amaranthus retroflexus</i> | 2-4 foglie | - | - |
| terbutylazine | Click | 840 g ai l ⁻¹ | 840 g ai l ⁻¹ | <i>Amaranthus retroflexus</i> | 8-10 foglie | 29.2 | 31.9 |
| terbutylazine | Click | 840 g ai l ⁻¹ | 630 g ai l ⁻¹ | <i>Amaranthus retroflexus</i> | 2-4 foglie | 9.6 | 9.6 |
| terbutylazine | Click | 840 g ai l ⁻¹ | 420 g ai l ⁻¹ | <i>Amaranthus retroflexus</i> | 2-4 foglie | 11.4 | 11.4 |
| terbutylazine | Click | 840 g ai l ⁻¹ | 840 g ai l ⁻¹ | <i>Chenopodium album</i> | 2 foglie | - | - |
| terbutylazine | Click | 840 g ai l ⁻¹ | 840 g ai l ⁻¹ | <i>Chenopodium album</i> | 6-8 foglie | 16.7 | 20.8 |
| terbutylazine | Click | 840 g ai l ⁻¹ | 630 g ai l ⁻¹ | <i>Chenopodium album</i> | 6-8 foglie | 33.3 | 37.5 |
| terbutylazine | Click | 840 g ai l ⁻¹ | 420 g ai l ⁻¹ | <i>Chenopodium album</i> | 6-8 foglie | 25 | 29.2 |

Risultati e discussione

Efficacia dei coadiuvanti antideriva in miscela con differenti erbicidi

Complessivamente non è mai stato notato un decremento significativo nell'efficacia dei trattamenti in miscela con i due coadiuvanti. Inoltre, è interessante notare che in alcuni dei casi presi in esame è stato registrato un incremento significativo dell'efficacia nei trattamenti con i coadiuvanti IntraC1 e IntraC2 (Tabella 1). In particolare, per due biotipi (Roma e Toscana) di *Lolium* spp., resistenti ad erbicidi appartenenti alla famiglia chimica degli arilossifenossipropionati, è stato possibile rilevare come l'utilizzo dei due coadiuvanti permetta di incrementare il controllo esercitato dal clodinafop-propargyl, abbassando il loro fattore di resistenza e portando la loro mortalità a livelli paragonabili a quelli osservati per il biotipo sensibile (Ozzano) (dati non mostrati). Incrementi significativi di efficacia erbicida sono stati osservati inoltre nel caso in cui i trattamenti siano stati effettuati ad uno stadio fenologico avanzato. Ad esempio, nel trattamento con clodinafop-propargyl del biotipo sensibile di *Lolium* spp. (Ozzano), allo stadio vegetativo di 10-12 foglie, l'utilizzo in miscela di IntraC1 e IntraC2 ha consentito un incremento dell'efficacia rispettivamente del 46.9% e del 55.2%. Inoltre anche il controllo con glyphosate di *Polygonum aviculare*, ad uno stadio vegetativo avanzato (10-12 foglie vere), è risultato incrementato di circa il 23% addizionando al formulato commerciale i due prodotti antideriva. Inoltre, i due coadiuvanti in miscela con glyphosate hanno permesso di migliorare il controllo di *Solanum nigrum*, sia ad uno stadio vegetativo precoce (2-4 foglie) che ad uno stadio vegetativo più avanzato (6-8 foglie). Infine, buoni risultati si sono ottenuti anche utilizzando i due additivi con dosi di erbicidi ridotte rispetto alla dose di campo, sia a stadi fenologici precoci (ad esempio: *Amaranthus retroflexus* trattato con terbuthylazine e glyphosate) che a stadi avanzati (ad esempio: *Chenopodium album* trattato con terbuthylazine).

Complessivamente i due prodotti antideriva sono risultati in grado di incrementare l'efficacia dei trattamenti erbicidi in tutte quelle condizioni in cui il principio attivo è risultato non in grado di svolgere a pieno la propria funzione fisiologica o per lo stadio fenologico avanzato delle infestanti trattate, o per specie mediamente sensibili all'erbicida (ad esempio: glyphosate e *Solanum nigrum*), o mediamente resistenti all'azione diserbante (ad esempio: clodinafop-propargyl e biotipi resistenti di *Lolium* spp.). Tali risultati giustificano l'incremento di efficacia osservato anche nel caso di trattamenti effettuati utilizzando dosi di erbicida ridotte rispetto alla dose consigliata in etichetta (ad esempio: glyphosate e *Solanum nigrum*; terbuthylazine e *Amaranthus retroflexus*/*Chenopodium album*).

Analisi di assorbimento e traslocazione di erbicidi radiomarcati

Sono state condotte prove sperimentali con erbicidi radiomarcati [^{14}C] allo scopo di identificare il meccanismo fisiologico responsabile dell'incremento dell'efficacia dovuto all'utilizzo dei due coadiuvanti. In presenza dei due coadiuvanti è stato osservato un significativo incremento della quantità di clodinafop-propargyl radiomarcato assorbito dalla pianta, sia per i biotipi resistenti di *Lolium* spp. che per il biotipo sensibile. In particolare, per il biotipo resistente Roma la quantità di prodotto assorbito in presenza dei due additivi è risultato già ad 1 giorno dal trattamento (GDT) significativamente superiore rispetto al controllo trattato con il solo formulato commerciale (Figura 1A). A 4 GDT l'incremento di assorbimento del principio attivo rispetto al prodotto commerciale è risultato pari al 25% nel caso di miscelazione con IntraC1 e al 65% nel caso di miscelazione con IntraC2 (Figura 1A). Risultati analoghi sono stati osservati per il biotipo resistente Tuscania con un incremento di assorbimento a 4 GDT pari al 42% e al 68% rispettivamente per IntraC1 e IntraC2 (Figura 1B). Infine, nel caso del biotipo sensibile (Ozzano) l'effetto dell'utilizzo dei due prodotti antideriva risulta significativo solo a 4 GDT, apportando un incremento nell'assorbimento del principio attivo pari al 28% per IntraC1 e al 20% per IntraC2 (Figura 1C).

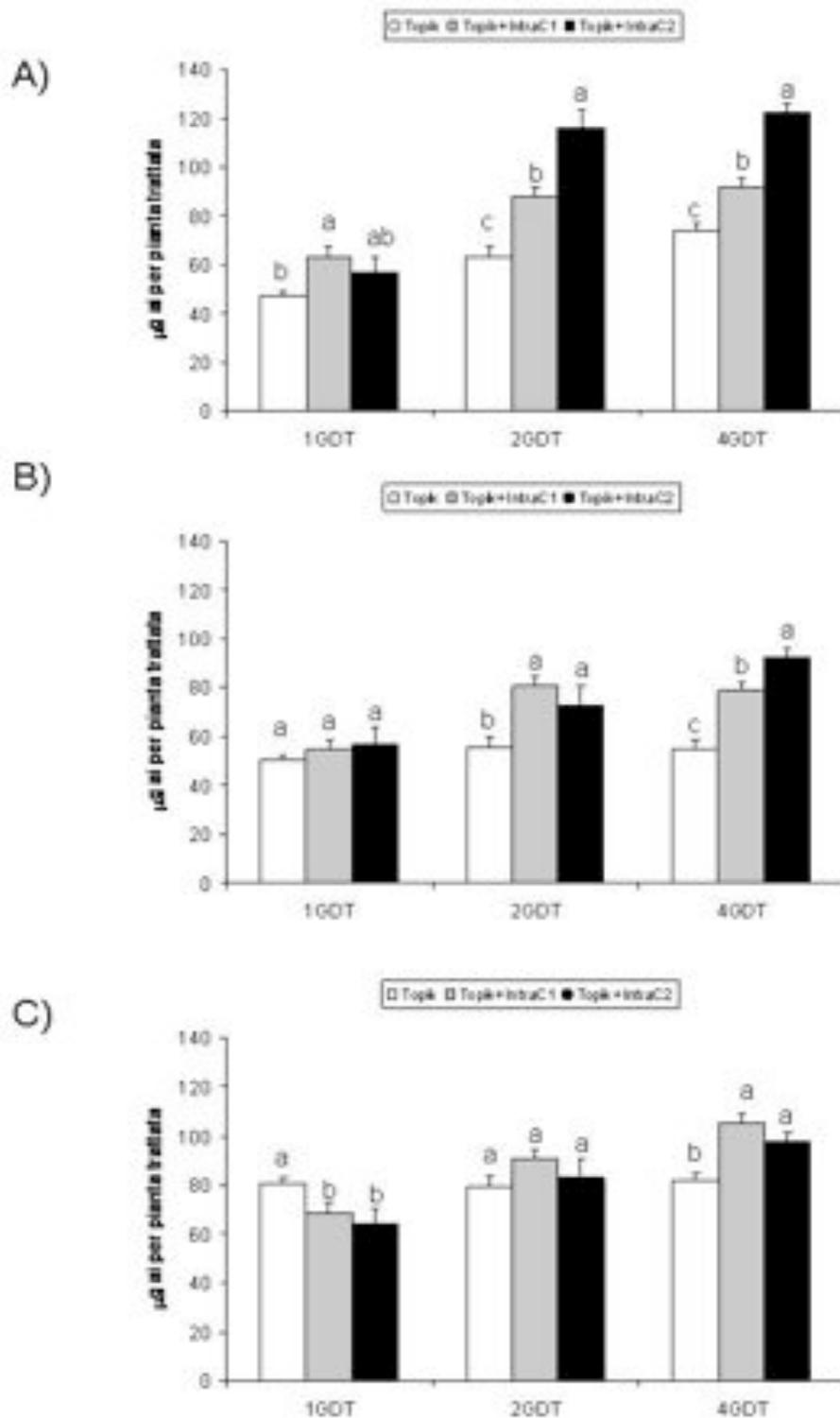


Figura 1. Negli istogrammi è riportata la quantità media (µg) di clodinafop-propargyl radiomarcato assorbito dai biotipi resistenti di *Lolium* spp. Roma (A) e Tuscany (B), e dal biotipo sensibile Ozzano (C). Per ogni data di campionamento (1, 2 e 4 GDT) lettere diverse indicano valori medi significativamente differenti per $P < 0.05$.

Nei due biotipi resistenti al maggiore assorbimento del principio attivo in miscela con i due prodotti antideriva è corrisposto un significativo incremento della traslocazione dell'erbicida dal punto di applicazione ai tessuti meristemati della corona. Infatti, a 4 GDT per il biotipo Roma la quota di erbicida traslocato dal punto di applicazione è risultata, rispettivamente per IntraC1 e IntraC2, 1,6 e 2,1 volte superiore rispetto al trattamento con il solo formulato commerciale (Figura 2). Similmente anche per Tuscania a 4 GDT IntraC1 e IntraC2 hanno indotto un incremento della quantità di erbicida traslocato rispettivamente di 1,3 e di 1,5 volte superiore rispetto al controllo trattato con il solo formulato commerciale (Figura 2). Al contrario non sono stati osservati effetti rilevanti nella traslocazione per il biotipo sensibile Ozzano (Figura 2).

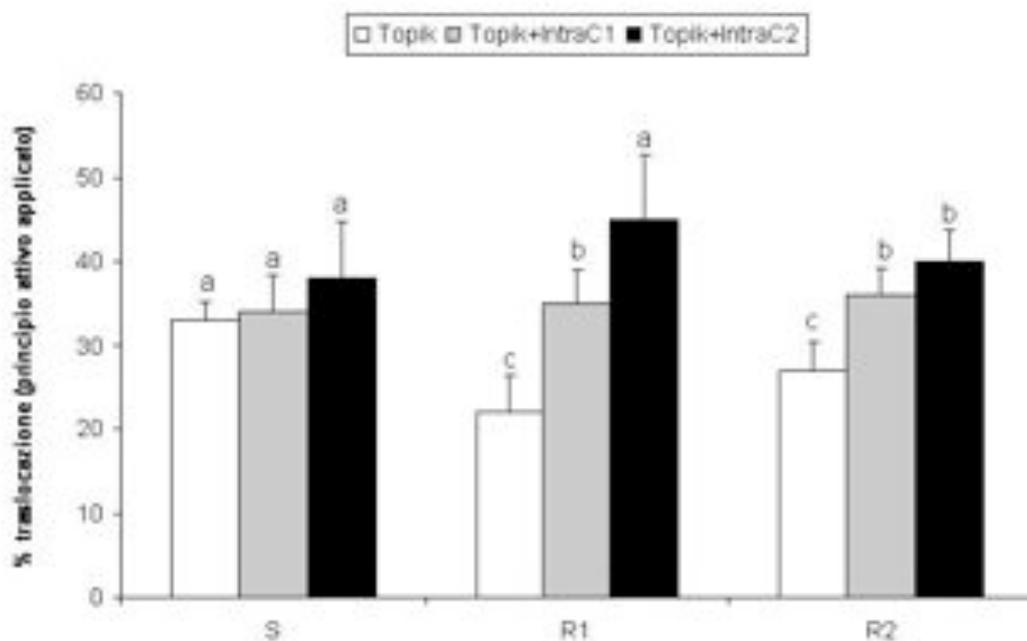


Figura 2. Negli istogrammi è riportata la percentuale di clodinafop-propargyl radiomarcato traslocato dal punto di applicazione nei biotipi resistenti di *Lolium* spp. Roma (R1) e Tuscania (R2) e nel biotipo sensibile Ozzano (S) a 4 GDT. Per ogni accessione, lettere diverse indicano valori medi significativamente differenti per $P < 0.05$.

Come evidenziato in un precedente studio (Dinelli *et al.* 2005), la resistenza dei biotipi di loietto Roma e Tuscania, ad erbicidi appartenenti alla famiglia chimica degli arilossifenossipropionati, è dovuta principalmente ad una ridotta traslocazione del principio attivo verso i tessuti in accrescimento. La minore traslocazione è dovuta a fenomeni di sequestro a livello del vacuolo cellulare e/o negli spazi intercellulari (ambiente apoplastico): il principio attivo viene trasportato attivamente in tali comparti della pianta e pertanto sottratto alla corrente floematica, che ne determinerebbe la distribuzione verso i tessuti meristemati

del culmo. Il miglior controllo di questi due biotipi resistenti, osservato nel caso in cui il clodinafop-propargyl sia addizionato ai due antideriva, è pertanto da ascrivere all'incremento di assorbimento e alla conseguente maggiore traslocazione del principio attivo. La maggior quantità assorbita nei primi giorni dopo il trattamento contrasterebbe pertanto il meccanismo di detossificazione di tali biotipi: l'eccesso di principio attivo non compartimentato resterebbe a disposizione per la traslocazione floematica, esercitando la propria azione fisiologica tramite l'inibizione dei tessuti meristemati.

Per *Solanum nigrum* a 1, 2 e 4 GDT non sono state rilevate differenze significative nell'assorbimento e nella traslocazione di glyphosate radiomarcato, applicato come formulato commerciale e in miscela con i coadiuvanti anti-deriva IntraC1 e IntraC2 (dati non mostrati). Complessivamente, la quantità di erbicida radiomarcato rilevata nei diversi distretti della pianta (foglie, culmo, radici) è risultata non differire significativamente nel caso di applicazione del glyphosate in presenza o in assenza dei coadiuvanti, oggetto di indagine. Tuttavia nelle ore immediatamente successive al trattamento (da 2 a 6 ore) l'analisi delle tracce radioattive delle pagine fogliari ha permesso di evidenziare differenze nella distribuzione dell'erbicida. Nel caso del trattamento con [¹⁴C]-glyphosate, applicato come formulato commerciale, il principio attivo è risultato distribuito omogeneamente nei tessuti fogliari (Figura 3A), viceversa nel caso di applicazione in miscela con IntraC1 e IntraC2 oltre il 50% della radioattività è risultata concentrata in prossimità dei vasi fogliari (Figura 3B-C).

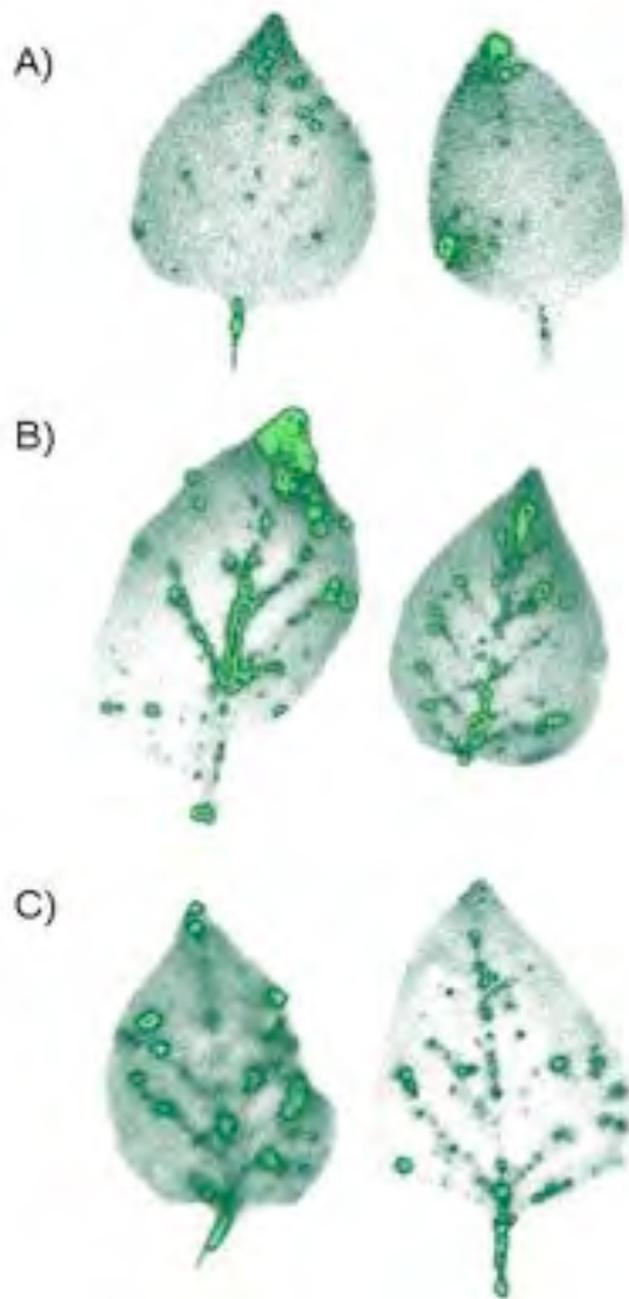


Figura 3. Tracce autoradiografiche di foglie di *Solanum nigrum* a 6 ore dal trattamento con glyphosate radiomarcato, applicato come formulato commerciale (A) e in miscela con i coadiuvanti IntraC1 (B) e IntraC2 (C).

È plausibile ipotizzare che l'incremento dell'efficacia del glyphosate nel controllo di *Solanum nigrum*, osservato nel caso di applicazione dell'erbicida in miscela con i coadiuvanti, sia da ascrivere a una maggiore traslocazione del principio attivo nelle fasi immediatamente successive al trattamento.

Conclusioni

Sulla base delle prove sperimentali svolte si può affermare che i prodotti antideriva oggetto di studio rappresentano un valore aggiunto per una agricoltura che ponga sempre maggiore attenzione agli aspetti ambientali ed ecologici. Gli antideriva testati non hanno mai evidenziato effetti antagonisti in miscela con i diversi erbicidi commerciali. Inoltre, oltre al fatto che nelle prove sperimentali non è mai stato osservato alcun decremento di efficacia, i due coadiuvanti hanno consentito di supportare l'azione degli erbicidi oggetto di indagine in situazioni di difficile controllo o sub-ottimali (specie ai margini dello spettro d'azione dell'erbicida, stadi vegetativi avanzati). In tutti i casi analizzati anche quando non è stato osservato alcun effetto significativo sull'efficacia dell'erbicida, la mortalità delle tesi trattate in miscela con i prodotti antideriva è risultata anticipata rispetto alle tesi trattate con il solo formulato commerciale. Tale evidenza sperimentale è da ricondursi, come evidenziato dagli studi radiomolecolari, ad un più rapido assorbimento e traslocazione del principio attivo assicurato dai due prodotti antideriva. Pertanto i due additivi, assicurando un più rapido assorbimento dei principi attivi, riducono eventuali fenomeni di runoff fogliare, rendendo i trattamenti erbicidi maggiormente sicuri ed ecocompatibili.

Bibliografia

- Colby SR (1967). Calculating synergistic and antagonistic responses of herbicide combinations. *Weeds* 15: 20-22.
- Covarelli G, Cantele A, Catizone P, Sparacino A, Tei F, Vazzana C, Zanin G (1983). Le erbe infestanti fattore limitante la produzione agraria. *Atti Società Italiana per lo Studio della Lotta alle Malerbe*, Perugia, Italy, pp. 11-107.
- Dinelli G, Bonetti A, Marotti I, Minelli M, Catizone P (2005). Possible involvement of herbicide sequestration in the resistance to diclofop-methyl in Italian biotypes of *Lolium* spp. *Pesticide biochemistry and Physiology* 81: 1-12.
- Dinelli G, Marotti I, Bonetti A, Minelli M, Catizone P, Barnes J (2006). Physiological and molecular insight on the mechanisms of resistance to glyphosate in *Conyza canadensis* (L.) Cronq. Biotypes. *Pesticide biochemistry and Physiology* 86: 30-41.
- Zanin G, Berti A, Giannini M (1992). Economics of herbicide use on arable crops in north-central Italy. *Crop Protection* 11: 174-180.
- Zimdahl RL (1980). *Weed-crop competition. A review*. Int. Plant Prot. Center, Corvallis, Oregon, USA.

APPLICAZIONI DI COADIUVANTI PER LA RIDUZIONE DELLA DOSE DEGLI ERBICIDI SU FRUMENTO E MAIS: RICERCHE NEL NORD ITALIA

RAPPARINI G.¹, GEMINIANI E.¹, ROMAGNOLI S.²

1. *Centro di Fitofarmacia - Dipartimento di Protezione e Valorizzazione Agroalimentare
Università degli Studi - Bologna*

2. *Già incaricato CRPV presso il Centro di Fitofarmacia
grappari@agrsci.unibo.it*

Riassunto

Nel biennio 2007-2008, nella Regione Emilia-Romagna sono state realizzate alcune prove parcellari per valutare l'utilità di alcuni coadiuvanti caratterizzati da diversa composizione chimica, impiegati in miscela estemporanea con i principali erbicidi di post-emergenza di frumento e mais.

La migliore attivazione dei graminicidi del frumento (mesosulfuron-methyl + iodosulfuron-methyl-sodium) e pinoxaden è stata generalmente ottenuta con l'impiego dei coadiuvanti specifici. Nelle prove svolte su mais, le combinazioni di trattamento comprendenti rimsulfuron e la miscela di (rimsulfuron + nicosulfuron) hanno fornito risultati complessivamente migliori, soprattutto nei confronti di *Echinochloa crus-galli*, con l'aggiunta di coadiuvanti a base di olio di colza metilestere.

Nelle diverse prove non sono state rilevate evidenti variazioni di selettività colturale legate ai coadiuvanti impiegati.

Parole chiave

Erbicidi; Coadiuvanti; Efficacia; Selettività; Frumento; Mais.

Summary

Use of adjuvants for herbicide rate reduction on wheat and maize: report of studies carried out in Northern Italy

Some field trials were carried out in Emilia-Romagna region over the two-year period 2007-2008, in order to investigate the influence of different adjuvants, of various chemical composition, used in tank mixture with the main wheat and maize post-emergence herbicides.

The grass-killer herbicides (mesosulfuron-methyl + iodosulfuron-methyl-sodium) and pinoxaden showed the best results when applied in tank mixture with their specific adjuvants. Rimsulfuron and the mixture of (rimsulfuron + nicosulfuron) usually gave the best results, in particular against *Echinochloa crus-galli*, when applied in tank mixture with rapeseed oil methyl-ester based adjuvants. The different adjuvants did not influence the selectivity of the herbicides.

Keywords

Herbicides; Adjuvants; Effectiveness; Selectivity; Wheat; Maize.

Introduzione

Le attuali strategie di lotta alle malerbe prevedono un crescente ricorso all'impiego di applicazioni di post-emergenza con erbicidi a prevalente azione fogliare. Ciò consente di poter scegliere i diserbanti in funzione delle specie di infestanti da contenere, rapportando le dosi al loro stadio di sviluppo. I vantaggi che derivano dalla messa a punto delle strategie di impiego dei prodotti chimici sono molteplici, tra i quali, oltre alla riduzione dei costi dei trattamenti, minori rischi di fitotossicità per la coltura e diminuzione dell'impatto ambientale. L'ottimizzazione del grado di efficacia dei trattamenti di post-emergenza dipende dalle condizioni in cui vengono effettuate le applicazioni, con particolare riferimento alle modalità di distribuzione, alla tipologia dei mezzi di irrorazione, ai volumi d'acqua impiegati ed all'uso di coadiuvanti (Rapparini *et al.*, 2003).

D'altra parte, l'introduzione di principi attivi efficaci a dosi molto basse (g/ha) come solfoniluree, triazolpirimidine, imidazolinoni, trichetoni rende l'aspetto della distribuzione sul bersaglio più critico e più discriminante per un buon esito del trattamento in termini di efficacia biologica degli erbicidi impiegati (Rapparini *et al.*, 2003).

I coadiuvanti presenti nel formulato, o disciolti estemporaneamente all'atto della preparazione della miscela erbicida, entrano in gioco dal momento della polverizzazione attraverso gli ugelli. Essi svolgono un ruolo fondamentale nella riduzione delle perdite per deriva, rimbalzo, evaporazione e dilavamento delle gocce.

Al fine di massimizzare l'efficacia dei trattamenti erbicidi, oltre ad ottimizzare la regolazione del volume e della pressione di esercizio per ottenere gocce di diametro adeguato, è necessario modificare le proprietà chimico-fisiche della miscela per aumentare in primo luogo la ritenzione delle gocce contenenti l'erbicida da parte degli organi vegetali, tra cui in particolare le foglie. Una volta giunte sulla superficie fogliare, le gocce tendono a perdere velocemente acqua disseccandosi; affinché il principio attivo possa penetrare, è importante che rimanga il più a lungo possibile nella fase liquida, da cui la necessità di coadiuvanti ad effetto umettante in grado di rallentare questo processo o di riportare in soluzione il principio attivo al crescere dell'umidità atmosferica. Inoltre, la molecola erbicida deve possedere una certa affinità con i componenti chimici della cuticola, per poter penetrare ed essere traslocata

fino al sito d'azione ed esplicare la sua attività biologica; in caso contrario l'impiego di coadiuvanti può aumentare tale affinità (Rapparini *et al.*, 2003).

Il ruolo dei coadiuvanti nelle applicazioni erbicide di post-emergenza sta diventando sempre più rilevante e l'interesse e gli investimenti delle aziende produttrici in tale direzione ne prospettano una diffusione sempre maggiore (Underwood *et al.*, 2001). Da un lato, infatti, la ricerca applicata all'agricoltura mette a punto nuove molecole che riescono a coniugare efficacia, selettività e favorevoli caratteristiche eco-tossicologiche; dall'altro, la ricerca tenta di migliorare le caratteristiche complessive di molecole erbicide di provata efficacia attraverso nuove formulazioni, anche mediante l'aggiunta di coadiuvanti (Van Der Schans e Van Zeeland, 2001).

Diverse sono le motivazioni tecniche-agronomiche che hanno portato ad un tale interesse verso i coadiuvanti. Innanzitutto, la riduzione del numero di erbicidi che possono essere utilizzati richiede formulazioni sempre più sofisticate per poter fornire prestazioni migliori in termini di attività e selettività verso la coltura.

I coadiuvanti (o adiuvanti o additivi) sono per definizione sostanze prive di attività biologica, in grado però di incrementare l'azione di un erbicida aumentando le prestazioni del principio attivo contenuto nella formulazione commerciale: ciò si esplica in pratica con la riduzione delle dosi minime di principio attivo e con l'ottimizzazione dell'efficacia nei confronti di infestanti difficili da eliminare, oppure in avverse condizioni climatiche, rappresentate da temperatura ed umidità relativa dell'aria non ottimali (Rapparini *et al.*, 2005).

La storia recente è caratterizzata da una vasta attività di sperimentazione da cui emergono approfondite informazioni sia su sostanze già comunemente impiegate come coadiuvanti che su composti di più recente introduzione come gli organo-siliconi, gli alcoli alifatici poliossietilenici, i nonilfenoli, le ammine alifatiche primarie, le ammine grasse etossilate, gli oli vegetali ed esterificati, utilizzati nelle verifiche sperimentali di attivazione di numerosi principi attivi (Gauvrit, 1994; Covarelli e Onofri, 1995; Humble e Burga, 2001; Muller *et al.*, 2001; Paci *et al.*, 2002; Rapparini *et al.*, 2002).

In conseguenza poi di recenti limitazioni comunitarie, le società produttrici di agrofarmaci hanno da tempo intrapreso studi per identificare sostanze da utilizzare in alternativa ai coadiuvanti a base di nonilfenolo e nonilfenolo etossilato, fra le quali soprattutto gli alcoli grassi (alcol laurilico, isodecilico, isotridecilico), i polietossilati, o in alternativa prodotti a base di sorbitan-oleato polietossilato.

Tra i bagnanti ottenuti da quest'ultimo composto sono stati recentemente introdotti vari prodotti specificatamente a base di sorbitanmonooleato etossilato, e accanto ai prodotti

genericamente registrati come bagnanti si stanno affiancando prodotti specifici per singoli formulati, come un prodotto a base di metil-oleato e metil-palmitato da impiegare in associazione a profoxydim, uno a base di sodio alchiletere solfato da impiegare in associazione a mesosulfuron-methyl, iodosulfuron-methyl-sodium e bispyribac-sodium (Rapparini *et al.*, 2005) e uno a base di olio di colza metilestere e tensioattivi non ionici da impiegare in associazione con pinoxaden.

Al fine di ottimizzare l'attività di alcuni erbicidi di post-emergenza, di migliorarne i risultati in condizioni pedoclimatiche sfavorevoli al trattamento (elevate temperature, scarsa umidità relativa, stress idrico) e di ridurre eventualmente le dosi d'impiego, sono state eseguite, nel biennio 2007-08, diverse prove sperimentali in pieno campo. È stata valutata l'utilità di alcuni coadiuvanti disponibili sul mercato e caratterizzati da diversa composizione chimica, impiegati in miscela estemporanea con i principali erbicidi di post-emergenza di frumento e mais.

Materiali e metodi

Le prove sono state eseguite a Granarolo Emilia (BO), su terreno di medio impasto, o a Baricella (BO), su terreno argilloso. La sperimentazione è stata realizzata su base parcellare, adottando lo schema a blocco randomizzato, con parcelle elementari di dimensioni variabili da un minimo di 18 ad un massimo di 21 m², ripetute tre o quattro volte.

L'applicazione delle miscele erbicide è stata eseguita mediante l'impiego di barra portata, azionata con azoto compresso e munita di ugelli a ventaglio irroranti 200 o 300 l/ha di soluzione. L'aggiunta dei coadiuvanti è stata effettuata al momento del trattamento in campo.

Per valutare l'influenza degli additivi sull'attività degli erbicidi impiegati, sono stati eseguiti periodici rilievi mediante stima visiva del grado di efficacia devitalizzante (%) sulle infestanti target e conteggio finale delle malerbe sopravvissute presenti in 9 o 15 m² per parcella.

La selettività dei trattamenti è stata valutata con periodici rilievi, stimando visivamente il grado di fitotossicità sulla coltura secondo la scala empirica 0-10 (0 = nessun sintomo; 10 = morte della pianta) e annotando i sintomi presenti.

La componente malerbologica era rappresentata da diverse consociazioni floristiche spontanee tipiche della zona.

Tabella 1. Composizione degli erbicidi impiegati nella sperimentazione.

| | |
|------------------|--|
| Topik 240 EC | clodinafop-propargyl (240 g/l) + cloquintocet-mexyl (60 g/l) |
| Atlantis | mesosulfuron-methyl (3%) + iodosulfuron-methyl-sodium (0,6%) + mefenpyr-diethyl (9%) |
| Axial | pinoxaden (100 g/l) + cloquintocet-mexyl (25 g/l) |
| Titus | rimsulfuron (25%) |
| Titus Mais Ultra | rimsulfuron (25%) + nicosulfuron (50 %) |
| Peak | prosulfuron (75%) |
| Mondak 21 S | dicamba (243,8 g/l) |
| Equip | foramsulfuron (22,5 g/l) + isoxadifen-ethyl (22,5 g/l) |
| Ghibli | nicosulfuron (40 g/l) |
| Callisto | mesotrione (100 g/l) |

Tabella 2. Composizione dei coadiuvanti impiegati nella sperimentazione.

| | | |
|---------|------------------|---|
| Bagn. 1 | Etravon Syngenta | sorbitanmonooleato etossilato (12%) |
| Bagn. 2 | Adigor | olio di colza metilestere (47,5 %) e tensioattivi non ionici (28,5 %) |
| Bagn. 3 | Biopower | sale sodico di alchiletere solfato (265 g/l) |
| Bagn. 4 | Dash HC | metil oleato e metil palmitato (345 g/l) |
| Bagn. 5 | Break Thru S240 | trisilossano etossilato propossilato (765 g/l) |
| Bagn. 6 | Codacide | olio di colza (864 g/l) |
| Bagn. 7 | Micro Drop | alcool laurilico polietossilato (95 g/l) |
| Bagn. 8 | Gondor | lecitina di soia (488 g/l) |
| Bagn. 9 | Silwet Fastex | eptametiltrisilossano, polialchilene ossido modificato (850 g/l) |

Tabella 3. Legenda infestanti.

| | | | |
|-------|---|-------|--------------------------------|
| AVEST | <i>Avena sterilis</i> subsp. <i>ludoviciana</i> | POLLA | <i>Polygonum lapathifolium</i> |
| LOLMU | <i>Lolium multiflorum</i> | FALCO | <i>Fallopia convolvulus</i> |
| PHAPA | <i>Phalaris paradoxa</i> | CHEAL | <i>Chenopodium album</i> |
| ECHCG | <i>Echinochloa crus-galli</i> | SOLNI | <i>Solanum nigrum</i> |
| | | AMARE | <i>Amaranthus retroflexus</i> |

Risultati e discussione

Frumento - prova 1 (Tabella 4)

La prova svolta a Granarolo Emilia (BO) su frumento aveva lo scopo di valutare l'utilità d'impiego di coadiuvanti, caratterizzati da diversa composizione chimica, in miscela estemporanea con i moderni graminicidi di post-emergenza del frumento. I formulati a base di clodinafop-propargyl, (mesosulfuron-methyl + iodosulfuron-methyl-sodium) e pinoxaden sono stati impiegati, alle dosi di etichetta e a dosi ridotte, in miscela con i coadiuvanti specifici (rispettivamente sorbitanmonooleato etossilato, sale sodico di alchiletere solfato e olio di colza metilestere); al fine di verificare la possibilità di ottenere una migliore attivazione, gli stessi graminicidi sono stati poi utilizzati, a dose ridotta, anche in combinazione con altri prodotti disponibili sul mercato.

Tabella 4. Prima prova frumento, anno 2007 – Efficacia erbicida e fitotossicità dei trattamenti a confronto.

| Tesi | Principi attivi | Dose (g p.a./ha) | Coadiuvanti | | Fitotossicità: scala 0-10 (T + 16) | Efficacia su AVEST | | |
|------|--|------------------|-------------|--------------------------|--|-------------------------|--------|--|
| | | | | | | % azione devitalizzante | | % infestazione residua rispetto al testimone |
| | | | Prodotto | Dose (kg o l/ha di f.c.) | | T + 30 | T + 44 | T + 82 |
| 1 | Clodinafop-propargyl (240 g/l) | 60 | Bagnante 1 | 1 | 0 | 85 | 100 | 0 |
| 2 | | | Bagnante 1 | 1 | 0 | 81,3 | 100 | 0 |
| 3 | | 48 | Bagnante 2 | 1,5 | 0 | 81,3 | 98,8 | 0 |
| 4 | | | Bagnante 3 | 1 | 0 | 80 | 98,8 | 0 |
| 5 | | | Bagnante 4 | 0,5 | 0 | 82,5 | 98,8 | 0 |
| 6 | | | Bagnante 5 | 0,3 | 0 | 80 | 98,8 | 0 |
| 7 | | | Bagnante 6 | 1,5 | 0 | 81,3 | 97,5 | 0 |
| 8 | Mesosulfuron-m. + iodosulfuron-m.s. (3 + 0,6%) | 15 + 3 | Bagnante 3 | 1 | 1,5 xy | 63,8 | 81,3 | 0,2 |
| 9 | | | Bagnante 3 | 1 | 1,1 xy | 57,5 | 76,3 | 0,2 |
| 10 | | 12 + 2,4 | Bagnante 2 | 1,5 | 0,9 xy | 57,5 | 72,5 | 1,1 |
| 11 | | | Bagnante 4 | 0,5 | 0,5 xy | 51,3 | 63,8 | 1,7 |
| 12 | | | Bagnante 5 | 0,3 | 1 xy | 50 | 63,8 | 1,6 |
| 13 | | | Bagnante 6 | 1,5 | 0,9 xy | 53,8 | 62,5 | 0,6 |
| 14 | Pinoxaden (100 g/l) | 40 | Bagnante 2 | 1,5 | 0 | 92,5 | 100 | 0,1 |
| 15 | | | Bagnante 2 | 1,5 | 0 | 90 | 100 | 0,1 |
| 16 | | 30 | Bagnante 3 | 1 | 0 | 86,3 | 95 | 3,5 |
| 17 | | | Bagnante 4 | 0,5 | 0 | 81,3 | 84,5 | 7,0 |
| 18 | | | Bagnante 5 | 0,3 | 0 | 83,8 | 90 | 2,8 |
| 19 | Bagnante 6 | 1,5 | 0 | 83,8 | 86,3 | 3,5 | | |
| 20 | Testimone non trattato | | | | N° infiorescenze / m ² | | 110 | |

Sintomi di fitotossicità: x = riduzioni di sviluppo; y = ingiallimenti fogliari.

L'applicazione è stata effettuata a metà di marzo, con frumento allo stadio di 1° nodo in levata e con condizioni pedoclimatiche favorevoli all'assorbimento ed all'attività degli erbicidi distribuiti (temperature minime prossime a 0°C nei giorni precedenti e successivi al trattamento, sufficiente umidità del suolo ed infestanti in attiva crescita). Il campo di prova era caratterizzato da una forte infestazione di *Avena sterilis*, che si trovava allo stadio di 1°-2° nodo in levata al momento dell'applicazione erbicida.

L'elevata attività specifica di clodinafop-propargyl nei confronti di *Avena sterilis* ha garantito un completo controllo dell'infestante graminacea, indipendentemente dal dosaggio di applicazione e dal tipo di coadiuvante impiegato. Il conteggio finale ha evidenziato, in tutte le parcelle trattate, una totale assenza di infiorescenze emergenti dell'infestante.

Pinoxaden è risultato maggiormente influenzato dal tipo di coadiuvante impiegato. Solo l'aggiunta del coadiuvante specifico (olio di colza metilestere, bagn. 2) ha permesso di ottenere una completa attività devitalizzante nei confronti dell'infestante graminacea (anche al dosaggio ridotto).

Le combinazioni a base di (mesosulfuron-methyl + iodossulfuron-methyl-sodium), pur determinando un rapido arresto dello sviluppo dell'infestante, hanno manifestato un'azione devitalizzante più lenta rispetto a quella dei due precedenti formulati. L'aggiunta del bagnante specifico (sale sodico di alchiletere solfato, bagn. 3) ha permesso di ottenere risultati di attività tendenzialmente superiori rispetto agli altri coadiuvanti saggiati.

Per quanto riguarda l'influenza dei diversi coadiuvanti saggiati sulla selettività dei tre erbicidi, non è stata evidenziata nessuna variazione sui più selettivi clodinafop-propargyl e pinoxaden; nei limiti di una contenuta fitotossicità la miscela di (mesosulfuron-methyl + iodossulfuron-methyl-sodium) ha manifestato una maggiore compatibilità con l'associazione di metil oleato e metil palmitato.

Frumento - prova 2 (Tabella 5)

Nella prova eseguita a Baricella (BO) l'applicazione è stata effettuata a metà di marzo, con frumento allo stadio di 1° nodo in levata e con condizioni pedoclimatiche favorevoli all'assorbimento ed all'attività degli erbicidi distribuiti (assenza di gelate nei giorni precedenti e successivi al trattamento, sufficiente umidità del suolo ed infestanti in attiva crescita). Il campo di prova era caratterizzato da un'elevata infestazione di *Avena sterilis* e *Lolium multiflorum* che si trovavano, al momento dell'applicazione erbicida, ad uno stadio di sviluppo compreso tra la fine dell'accestimento e l'inizio della levata.

La miscela delle solfoniluree (mesosulfuron-methyl + iodosulfuron-methyl-sodium), alla dose normale di applicazione e con l'aggiunta del bagnante specifico (bagn. 3), ha manifestato un'azione devitalizzante piuttosto lenta ma completa, con assenza di ricacci delle infestanti al rilievo finale. Il formulato ha fornito buoni risultati anche quando impiegato a dose ridotta e con l'aggiunta dello stesso coadiuvante; al rilievo finale è stata riscontrata una limitata presenza di infiorescenze emergenti di *Avena sterilis*. Gli altri coadiuvanti saggiati, ad esclusione dell'olio di colza (bagn. 6), hanno garantito una sufficiente attivazione del preparato grammicida, con valori di efficacia devitalizzante di poco inferiori alla miscela con il bagnante specifico, ma con maggiore presenza finale di ricacci delle infestanti, in particolare di *Avena sterilis*.

Il formulato a base di pinoxaden è risultato maggiormente influenzato dal tipo di coadiuvante impiegato. Il preparato, ad entrambi i dosaggi di applicazione ed in miscela con il coadiuvante specifico, ha fornito una rapida azione devitalizzante nei confronti delle infestanti graminacee, con limitata presenza finale di infiorescenze emergenti (principalmente *Avena sterilis*). L'impiego degli altri coadiuvanti ha determinato invece una riduzione dell'efficacia grammicida, confermata dalla forte presenza di ricacci delle infestanti al rilievo finale.

Le combinazioni a base di pinoxaden hanno garantito un'elevata selettività colturale, con limitate e transitorie riduzioni di sviluppo. Nelle parcelle trattate con (mesosulfuron-methyl + iodosulfuron-methyl-sodium) sono state rilevate lievi e transitorie riduzioni di sviluppo associate a decolorazioni fogliari, senza differenze sostanziali legate al tipo di coadiuvante impiegato.

Tabella 5. Seconda prova frumento, anno 2008 – Efficacia erbicida e fitotossicità dei trattamenti a confronto.

| Tesi | Principi attivi | Dose (g p.a./ha) | Coadiuvanti | | Fitotossicità: scala 0-10 (T + 16) | Efficacia | | | |
|------|--|------------------|-----------------------------------|--------------------------|---------------------------------------|----------------------------------|-------|---|-------|
| | | | Prodotto | Dose (kg o l/ha di f.c.) | | % azione devitalizzante (T + 59) | | % infestazione residua rispetto al testimone (T + 95) | |
| | | | | | | AVEST | LOLMU | AVEST | LOLMU |
| 1 | Mesosulfuron-m. + iodosulfuron-m.s. (3 + 0,6%) | 15 + 3 | Bagnante 3 | 1 | 1 xy | 88,8 | 90 | 0 | 0 |
| 2 | | 12 + 2,4 | Bagnante 3 | 1 | 0,9 xy | 86,3 | 87,5 | 0,4 | 0 |
| 3 | | | Bagnante 5 | 0,2 | 0,4 xy | 82,5 | 81,3 | 1,9 | 0 |
| 4 | | | Bagnante 6 | 1,5 | 0,5 xy | 77,5 | 76,3 | 5,1 | 0,5 |
| 5 | | | Bagnante 7 | 0,5 | 0,3 xy | 85 | 82,5 | 2,1 | 0,2 |
| 6 | | | Bagnante 8 | 0,75 | 0,3 xy | 85 | 86,3 | 1,1 | 0 |
| 7 | | | Bagnante 9 | 0,125 | 0,4 xy | 81,3 | 85 | 2,9 | 0 |
| 8 | Pinoxaden (100 g/l) | 45 | Bagnante 2 | 1,5 | 0,1 x | 93,8 | 96,5 | 1,3 | 0 |
| 9 | | 40 | Bagnante 2 | 1,5 | 0,3 x | 93,8 | 96,5 | 1 | 0,2 |
| 10 | | | Bagnante 5 | 0,2 | 0,1 x | 81,7 | 80 | 76,6 | 20,1 |
| 11 | | | Bagnante 6 | 1,5 | 0,1 x | 90 | 88,8 | 17,3 | 23,5 |
| 12 | | | Bagnante 7 | 0,5 | 0,4 x | 82,5 | 76,3 | 62,5 | 33,1 |
| 13 | | | Bagnante 8 | 0,75 | 0 | 87,5 | 90 | 33,3 | 10,3 |
| 14 | | | Bagnante 9 | 0,125 | 0,1 x | 76,3 | 80 | 61,5 | 22,4 |
| 15 | Testimone non trattato | | N° infiorescenze / m ² | | | 78 | 119 | | |

Sintomi di fitotossicità: x = riduzioni di sviluppo; y = ingiallimenti fogliari.

Frumento - prova 3 (Tabella 6)

La prova eseguita a Baricella (BO) aveva come scopo la valutazione dell'attività di un nuovo coadiuvante per applicazioni erbicide a base di lecitina di soia, ad azione antideriva. È stata verificata la sua utilità d'impiego come attivante dei graminicidi di post-emergenza del frumento a base di (mesosulfuron-methyl + iodosulfuron-methyl-sodium) e pinoxaden, a confronto con i rispettivi coadiuvanti specifici. Le applicazioni delle miscele erbicide sono state effettuate a due differenti volumi (200 e 300 l/ha), mantenendo inalterata la concentrazione del coadiuvante a base di lecitina di soia (0,25 % v/v).

L'applicazione è stata effettuata nella seconda decade di marzo, con frumento allo stadio di 1° nodo in levata e condizioni pedoclimatiche favorevoli all'assorbimento ed all'attività degli erbicidi distribuiti. Il campo di prova era caratterizzato da un'elevata infestazione di *Avena sterilis*, *Lolium multiflorum* (ad uno stadio compreso tra la fine dell'accestimento e l'inizio della levata) e *Phalaris paradoxa* (allo stadio di accestimento).

Entrambi i formulati graminicidi hanno mostrato un'azione devitalizzante leggermente superiore quando impiegati in miscela con i rispettivi coadiuvanti specifici. L'impiego del

volume di distribuzione più elevato (300 l/ha) ha generalmente permesso di ottenere, sia per pinoxaden che per la miscela di (mesosulfuron-methyl + iodosulfuron-methyl-sodium), un maggior controllo finale delle infestanti graminacee, con minore presenza di infiorescenze emergenti di *Avena sterilis*.

La variazione dei volumi di distribuzione e dei coadiuvanti non ha pressoché influito sulla selettività colturale dei due erbicidi.

Tabella 6. Terza prova frumento, anno 2008 – Efficacia erbicida e fitotossicità dei trattamenti a confronto.

| Tesi | Principi attivi | Dose (g p.a./ha) | Coadiuvanti | | Volume applicazione (l/ha) | Fitotossicità: scala 0-10 (T + 16) | Efficacia | | | | | |
|------|--|------------------|-------------|--------------------------|----------------------------|------------------------------------|----------------------------------|-------|-------|---|-------|-------|
| | | | Prodotto | Dose (kg o l/ha di f.c.) | | | % azione devitalizzante (T + 45) | | | % infestazione residua rispetto al testimone (T + 95) | | |
| | | | | | | | AVEST | LOLMU | PHAPA | AVEST | LOLMU | PHAPA |
| 1 | Mesosulfuron-m. + iodosulfuron-m.s. (3 + 0,6%) | 15 + 3 | Bagn. 3 | 1 | 200 | 1,3 xy | 80 | 87 | 80 | 1,8 | 0 | 0 |
| 2 | | | Bagn. 8 | 0,5 | 200 | 0,8 x | 76,3 | 82,5 | 77,5 | 2,4 | 0 | 0 |
| 3 | | | Bagn. 3 | 1 | 300 | 1,1 xy | 77,5 | 83,8 | 78,8 | 1 | 0 | 0 |
| 4 | | | Bagn. 8 | 0,75 | 300 | 0,9 xy | 71,3 | 78,8 | 76,3 | 1,6 | 0,1 | 0 |
| 5 | Pinoxaden (100 g/l) | 45 | Bagn. 2 | 1,5 | 200 | 0,1 x | 87,5 | 94,5 | 91,5 | 2,5 | 0,3 | 0,4 |
| 6 | | | Bagn. 8 | 0,5 | 200 | 0 | 83,8 | 92,5 | 82,5 | 4,2 | 1,3 | 0,4 |
| 7 | | | Bagn. 2 | 1,5 | 300 | 0,3 x | 90 | 97,3 | 94,5 | 0,9 | 0,1 | 0,2 |
| 8 | | | Bagn. 8 | 0,75 | 300 | 0,1 x | 85 | 93,8 | 85 | 2,2 | 0,3 | 0,3 |
| 9 | Testimone non trattato | | | | | N° infiorescenze / m ² | | | 111 | 168 | 225 | |

Sintomi di fitotossicità: x = riduzioni di sviluppo; y = ingiallimenti fogliari.

Mais - prova 1 (Tabella 7)

Al fine di ottimizzare l'attività di erbicidi solfonilureici (rimsulfuron, a prevalente azione graminicida, e prosulfuron, ad attività dicotiledonica) è stata saggiata l'azione di alcuni coadiuvanti caratterizzati da diversa composizione chimica.

L'applicazione erbicida, effettuata il 11/05/07 su mais allo stadio di 6-7 foglie, ha coinciso con un periodo di innalzamento delle temperature massime, associate ad una bassa umidità atmosferica. Tale situazione ambientale ed il prolungato stress idrico subito dalla coltura e dalle infestanti, hanno determinato condizioni sfavorevoli all'assorbimento ed all'attività degli erbicidi di post-emergenza.

Il campo di prova presentava un'elevata infestazione di *Echinochloa crus-galli*, che si trovava allo stadio di accostamento al momento del trattamento erbicida. Tra le dicotiledoni erano presenti, in modo uniforme, le poligonacee *Polygonum lapathifolium* e *Fallopia convolvulus*. Le maggiori differenze di efficacia tra le combinazioni di trattamento sono state rilevate su *Echinochloa crus-galli*, infestante graminacea sensibile all'azione di rimsulfuron. A causa delle condizioni ambientali sfavorevoli e dello stadio di sviluppo dell'infestante piuttosto avanzato, nessuna delle combinazioni ha garantito un completo controllo finale della graminacea. I risultati complessivamente migliori sono stati ottenuti con l'aggiunta, alla miscela erbicida, di olio di colza metilestere (bagn. 2). Buoni risultati sono stati raggiunti anche con l'impiego di olio di colza (bagn. 6, coadiuvante di riferimento di rimsulfuron), trisilossano etossilato propossilato (bagn. 5) e sale sodico di alchiletere solfato (bagn. 3). Meno evidenti sono apparse le differenze sulle infestanti dicotiledoni, anche per l'aggiunta di dicamba alle solfoniluree prosulfuron e rimsulfuron. Anche in questo caso si evidenzia la migliore attivazione ottenuta con i coadiuvanti a base di olio di colza (bagn. 2 e 6). Tutte le combinazioni di trattamento con la miscela di rimsulfuron + prosulfuron + dicamba hanno garantito una buona selettività colturale; sono state evidenziate solo lievi e temporanee riduzioni di sviluppo associate ad ingiallimenti fogliari, senza differenze sostanziali legate al tipo di coadiuvante impiegato.

Tabella 7. Prima prova mais, anno 2007 – Efficacia erbicida e fitotossicità dei trattamenti a confronto.

| Tesi | Principi attivi | Dose (g p.a./ha) | Coadiuvanti | | Fitotossicità: scala 0-10 (T + 10) | Efficacia: % azione devitalizzante | | | | | |
|------|---|------------------|-------------|--------------------------|------------------------------------|------------------------------------|-------|-------|--------------------|--------|--------|
| | | | Prodotto | Dose (kg o l/ha di f.c.) | | T + 25 | | | | T + 35 | T + 48 |
| | | | | | | ECHCG | POLLA | FALCO | Media dicotiledoni | ECHCG | ECHCG |
| 1 | Rimsulfuron (25%) + prosulfuron (75%) + dicamba (243,8 g/l) | 12 + 15 + 146,3 | Bagn. 6 | 1,5 | 0,5 xy | 65 | 86,3 | 76,7 | 81,5 | 73,8 | 77,5 |
| 2 | | | Bagn. 1 | 1 | 0,1 y | 51,3 | 83,8 | 73,8 | 78,8 | 50 | 51,3 |
| 3 | | | Bagn. 5 | 0,3 | 0,3 xy | 65 | 83,8 | 71,3 | 77,6 | 75 | 76,3 |
| 4 | | | Bagn. 3 | 1 | 0,4 xy | 68,8 | 83,8 | 73,8 | 78,8 | 75 | 75 |
| 5 | | | Bagn. 2 | 1,5 | 0,5 xy | 70 | 88,8 | 75 | 81,9 | 80 | 85 |
| 6 | | | Bagn. 4 | 0,5 | 0,5 x | 53,8 | 83,8 | 73,8 | 78,8 | 61,3 | 58,8 |
| 7 | Testimone non trattato | | | | | Grado % copertura terreno | | | | | 95 |

Sintomi di fitotossicità: x = riduzioni di sviluppo; y = ingiallimenti fogliari.

Mais 2008 - prova 2 (Tabella 8)

La prova aveva come scopo la valutazione dell'utilità d'impiego di coadiuvanti, caratterizzati da diversa composizione chimica, in miscela estemporanea con erbicidi di post-emergenza del mais, al fine di ottimizzarne l'attività e ridurne eventualmente le dosi d'impiego. Sono stati eseguiti trattamenti con dosi piene e ridotte del 20% della nuova miscela di (rimsulfuron + nicosulfuron), a prevalente azione graminicida, associata a prosulfuron e dicamba, ad attività dicotiledonica.

L'applicazione erbicida è stata eseguita il 09/05/08, su mais allo stadio di 6-7 foglie, con temperature miti e bassa umidità atmosferica. La coltura e le infestanti si trovavano in uno stato di leggero stress idrico, a causa della scarsità di piogge nel mese di aprile e nella prima decade di maggio. Il campo di prova presentava un'elevata infestazione di *Echinochloa crus-galli*, allo stadio di accestimento; tra le dicotiledoni erano prevalenti *Solanum nigrum* e le poligonacee *Polygonum lapathifolium* e *Fallopia convolvulus*, oltre a più limitate presenze di *Chenopodium album*.

Tutte le combinazioni di trattamento a base della miscela di (rimsulfuron + nicosulfuron) hanno evidenziato un'elevata attività graminicida, anche ai dosaggi di applicazione ridotti. La migliore attivazione delle miscele erbicide è stata ottenuta, oltre che con il coadiuvante di riferimento (bagn. 6, olio di colza), anche con l'impiego di trisilossano etossilato propossilato (bagn. 5), lecitina di soia (bagn. 8) e soprattutto con olio di colza metilestere (bagn. 2), che ha evidenziato un'azione leggermente più rapida. Per quanto riguarda le infestanti dicotiledoni, la miscela a base di (rimsulfuron + nicosulfuron) + prosulfuron + dicamba ha mostrato una buona attività devitalizzante nei confronti delle poligonacee e di *Chenopodium album*, con controllo limitato delle più diffuse infestazioni di *Solanum nigrum*. I risultati complessivamente migliori sono stati ottenuti con l'aggiunta, alla miscela erbicida, di olio colza metilestere (bagn. 2) che ha favorito, in particolare, un maggiore condizionamento delle piante di *Solanum nigrum*.

Tabella 8. Seconda prova mais, anno 2008 – Efficacia erbicida e fitotossicità dei trattamenti a confronto.

| Testi | Principi attivi | Dose (g p.a./ha) | Coadiuvanti | | Fitotossicità: scala 0-10 (T + 13) | Efficacia | | | | | | | |
|-------|--|---------------------------|-------------|--------------------------|---------------------------------------|-------------------------------------|------|------|------|------|-----|--|----|
| | | | Prodotto | Dose (kg o l/ha di f.c.) | | % azione devitalizzante (T + 31) | | | | | | % infestazione residua rispetto al testimone (T + 60) | |
| 1 | (nicosulfuron 50% + rimsulfuron 25%) + prosulfuron (75%) + dicamba (243,8 g/l) | (20+10) + 15 + 146,3 | Bagn. 6 | 1,25 | 0,5 z | 98,3 | 87,5 | 72,5 | 41,3 | 69,1 | 0 | 22,7 | |
| 2 | | (25+12,5) + 18,75 + 170,7 | Bagn. 6 | 1,25 | 0,8 xz | 98,3 | 88,8 | 82,5 | 47,5 | 73,9 | 0 | 21,2 | |
| 3 | | (20+10) + 15 + 146,3 | Bagn. 5 | 0,2 | 0,6 z | 97,5 | 87,5 | 81,7 | 41,3 | 73 | 0 | 22,4 | |
| 4 | | (25+12,5) + 18,75 + 170,7 | Bagn. 5 | 0,2 | 0,6 xz | 97,5 | 88,8 | 82,5 | 43,8 | 75 | 0 | 21,9 | |
| 5 | | (20+10) + 15 + 146,3 | Bagn. 9 | 0,125 | 0,4 z | 82,5 | 81,3 | 82,5 | 35 | 70,9 | 1,1 | 22,4 | |
| 6 | | (25+12,5) + 18,75 + 170,7 | Bagn. 9 | 0,125 | 0,4 z | 86,3 | 85 | 77,5 | 41,3 | 72,6 | 0 | 21,7 | |
| 7 | | (20+10) + 15 + 146,3 | Bagn. 2 | 1,5 | 0,8 xz | 97 | 90 | 80 | 56,3 | 79,1 | 0 | 14,1 | |
| 8 | | (25+12,5) + 18,75 + 170,7 | Bagn. 2 | 1,5 | 0,8 xz | 99,5 | 92,5 | 82,5 | 65 | 81,6 | 0 | 10,6 | |
| 9 | | (20+10) + 15 + 146,3 | Bagn. 8 | 0,75 | 1,1 xz | 97 | 83,3 | 67,5 | 36,3 | 66,8 | 0 | 19 | |
| 10 | | (25+12,5) + 18,75 + 170,7 | Bagn. 8 | 0,75 | 1,1 xyz | 98,8 | 88,3 | 75 | 41,3 | 73 | 0 | 14,1 | |
| 11 | Testimone non trattato | | | | N° infestanti / m ² | | | | | | | 38 | 34 |

Sintomi di fitotossicità: x = riduzioni di sviluppo; y = ingiallimenti fogliari, decolorazioni; z = deformazioni fogliari.

Tabella 9. Terza prova mais, anno 2008 – Efficacia erbicida e fitotossicità dei trattamenti a confronto.

| Tesi | Principi attivi | Dose (g p.a./ha) | Coadiuvanti | | Epoca ⁽¹⁾ | Fitotossicità: scala 0-10 (T + 13) | Efficacia | | | | | | | % infestazione residua rispetto al testimone (T + 55) | |
|------|---|----------------------|-------------|--------------------------|--------------------------------|---------------------------------------|----------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|------------------|---|------------------|
| | | | Prodotto | Dose (kg o l/ha di f.c.) | | | % azione devitalizzante (T + 35) | | | | | | | ECHCG | Media dicotiled. |
| | | | | | | | ECHCG | POLLA | FALCO | AMARE | CHEAL | SOLNI | Media dicotiled. | | |
| 1 | (nicosulfuron 50% + rimsulfuron 25%) + mesotrione (100 g/l) + dicamba (243,8 g/l) | (25+12,5) + 60 + 195 | Bagnante 6 | 1,5 | M | 0,2 xy | 89,3 | 80 | 71,7 | 95 | 88,3 | 73,3 | 81,7 | 2,2 | 2,7 |
| 2 | | | | | S | 1 xy | 85 | 81,7 | 63,3 | 93,3 | 81,7 | 71,7 | 78,3 | 1,4 | 2,9 |
| 3 | | (20+10) + 60 + 195 | Bagnante 6 | 1,5 | M | 0,2 xy | 81,7 | 78,3 | 70 | 91,7 | 83,3 | 75 | 79,7 | 2,1 | 3,2 |
| 4 | | | | | S | 0,2 xy | 80 | 75 | 58,3 | 86,7 | 81,7 | 71,7 | 74,7 | 4,4 | 3,1 |
| 5 | | (20+10) + 60 + 195 | Bagnante 2 | 1,5 | M | 0,7 y | 97 | 93,3 | 63,3 | 98,3 | 97 | 75 | 85,4 | 0,1 | 1,6 |
| 6 | | | | | S | 0,8 xy | 96 | 88,3 | 65 | 93,3 | 86,7 | 76,7 | 82 | 0,4 | 1,5 |
| 7 | | (20+10) + 60 + 195 | Bagnante 5 | 0,2 | M | 1,2 xy | 80 | 88,3 | 58,3 | 91,7 | 75 | 71,7 | 77 | 0,8 | 4,3 |
| 8 | | | | | S | 1,7 xy | 80 | 91,7 | 68,3 | 92,7 | 88,3 | 76,7 | 83,5 | 0,6 | 2,4 |
| 9 | | (20+10) + 60 + 195 | Bagnante 8 | 0,75 | M | 1 xy | 78,3 | 73,3 | 68,3 | 91 | 81,7 | 80 | 78,9 | 2,5 | 4,3 |
| 10 | | | | | S | 1,7 xy | 75 | 83,3 | 65 | 94,3 | 73,3 | 76,7 | 78,5 | 3,3 | 4,1 |
| 11 | | (20+10) + 60 + 195 | Bagnante 9 | 0,125 | M | 0,8 xy | 88,3 | 76,7 | 68,3 | 95 | 80 | 88,3 | 81,7 | 2,1 | 5,7 |
| 12 | | | | | S | 1,5 xy | 81,7 | 76,7 | 65 | 93,3 | 80 | 71,7 | 77,3 | 2,2 | 3,8 |
| 13 | Testimone non trattato | | | | N° infestanti / m ² | | | | | | | 32 | 27 | | |

Sintomi di fitotossicità: x = riduzioni di sviluppo; y = ingiallimenti fogliari, decolorazioni.

Per la ridotta fitotossicità esercitata dalle combinazioni di trattamento con la miscela di (rimsulfuron + nicosulfuron) + prosulfuron + dicamba non è stato possibile evidenziare significative differenze indotte dall'aggiunta dei diversi coadiuvanti saggiati.

Mais - prova 3 (Tabella 9)

In questa prova è stata saggiata l'azione della miscela di (rimsulfuron + nicosulfuron), addizionata di mesotrione e dicamba, applicata in diversi momenti della giornata e con aggiunta di coadiuvanti. Il preparato solfonilureico, a prevalente azione graminiocida, è stato impiegato sia a dose piena che a dose ridotta del 20%, con aggiunta del coadiuvante di riferimento (olio di colza, bagn. 6); al fine di verificare la possibilità di ottenere una migliore attivazione, il formulato è stato impiegato, alla dose ridotta, anche con altri coadiuvanti caratterizzati da diversa composizione chimica.

Le applicazioni erbicide sono state effettuate il 14/05/08, su mais allo stadio di 7-8 foglie e con temperature miti. La coltura e le infestanti si trovavano in uno stato di stress idrico, a causa della scarsità di piogge nel mese di aprile e l'assenza di precipitazioni nella prima metà di maggio. Il campo di prova presentava un'elevata infestazione di *Echinochloa crus-galli*; tra le dicotiledoni erano prevalenti *Solanum nigrum* e le poligonacee *Polygonum lapathifolium* e *Fallopia convolvulus*, oltre a più limitate presenze di *Chenopodium album* e *Amaranthus retroflexus*.

Per quanto riguarda il confronto tra i differenti momenti di applicazione è possibile evidenziare come tutte le combinazioni di trattamento abbiano generalmente garantito un'efficacia erbicida superiore quando distribuite al mattino. Tale tendenza risulta evidente sulla graminacea *Echinochloa crus-galli*, più sensibile a (rimsulfuron + nicosulfuron), mentre non è sempre rispettata sulle infestanti dicotiledoni.

La migliore attivazione della miscela erbicida è stata ottenuta con l'impiego dell'olio di colza metilestere (bagn. 2), che ha permesso di ottimizzare l'efficacia del formulato graminiocida anche alla dose ridotta di applicazione; l'aggiunta del coadiuvante ha garantito risultati più stabili nelle diverse situazioni applicative, con buona attività anche nelle meno favorevoli condizioni della sera e nei confronti delle infestanti dicotiledoni. Nei confronti di *Echinochloa crus-galli*, risultati paragonabili a quelli del coadiuvante specifico (olio di colza, bagn. 6) sono stati ottenuti con l'impiego di trisilossano etossilato propossilato (bagn. 5) ed eptametiltrisilossano (bagn. 9).

Tutte le combinazioni di trattamento hanno determinato la comparsa di temporanei ingiallimenti, associati a deformazioni ed accartocciamenti fogliari, con effetti

tendenzialmente più evidenti nelle parcelle trattate la sera. Generalmente più selettive sono risultate le combinazioni di trattamento che prevedevano l'impiego dello specifico coadiuvante a base di olio di colza.

Conclusioni

Dall'analisi complessiva delle numerose prove sperimentali svolte in pieno campo per valutare l'influenza di diversi coadiuvanti sull'attività dei principali erbicidi di post-emergenza impiegati su frumento e mais, è possibile formulare le seguenti considerazioni.

Nelle prove svolte su frumento, l'aggiunta dei diversi coadiuvanti a clodinafop-propargyl ha fatto registrare, nei confronti di *Avena sterilis*, risultati di efficacia simili; l'attività finale è risultata molto elevata anche alla dose inferiore dell'erbicida e ciò ha sicuramente livellato l'azione dei coadiuvanti.

Nell'ambito di una ridotta variabilità, l'aggiunta del bagnante di riferimento (sale sodico di alchiletere solfato) ha permesso alla miscela di (mesosulfuron-methyl + iodosulfuron-methyl-sodium) di ottenere risultati di attività tendenzialmente superiori nei confronti di infestazioni di *Avena sterilis*, *Lolium multiflorum* e *Phalaris paradoxa*.

Pinoxaden è risultato maggiormente influenzato dal tipo di coadiuvante impiegato. L'aggiunta di coadiuvanti diversi da quello specifico (olio di colza metilestere) ha generalmente determinato una riduzione dell'efficacia del prodotto nei confronti delle infestazioni di *Avena sterilis*, *Lolium multiflorum* e *Phalaris paradoxa*.

Per quanto riguarda la selettività colturale sono stati rilevati, in alcuni casi, leggeri rallentamenti nell'accrescimento vegetativo e temporanei ingiallimenti fogliari, non influenzati dal coadiuvante presente in miscela.

Nelle prove svolte su mais, le maggiori differenze di efficacia tra le combinazioni di trattamento sono state rilevate su *Echinochloa crus-galli*, infestante graminacea sensibile all'azione di rimsulfuron e della più recente miscela già formulata di (rimsulfuron + nicosulfuron). I risultati complessivamente migliori sono stati ottenuti con l'aggiunta, alle miscele erbicide, di olio di colza metilestere + tensioattivi non ionici, ma anche con il solo olio di colza, coadiuvante specifico di rimsulfuron e (rimsulfuron + nicosulfuron). Per quel che riguarda le essenze dicotiledoni, l'attività erbicida è stata scarsamente influenzata dall'additivo presente in miscela.

Le combinazioni di trattamento a base di (rimsulfuron + nicosulfuron) hanno evidenziato un'efficacia erbicida superiore quando applicate al mattino. Le ragioni di questa tendenza

sono legate alla necessità dei principi attivi sistemici (quali le solfoniluree) di essere assorbiti e traslocati verso i siti d'azione, fenomeni favoriti dalla maggiore attività fisiologica delle infestanti nella prima parte della giornata, caratterizzata da inferiori livelli termici ed umidità relativa più elevata.

Nelle diverse prove non sono state rilevate evidenti variazioni di selettività colturale legate ai diversi coadiuvanti impiegati.

In conclusione, nonostante le numerose prove sperimentali eseguite in condizioni ambientali e in annate diverse, è difficile trarre indicazioni precise e soprattutto generalizzate, anche perché i fattori incidenti non sono legati solo all'abbinamento prodotto-coadiuvante, ma anche alle condizioni ambientali e di sviluppo delle infestanti.

Bibliografia

Covarelli G, Onofri A (1995). DPX-KG 691 – Influence of adjuvant on the efficacy of post-emergence applications of dicamba and terbuthylazine. *Proceedings ANPP - Seizième Conférence du COLUMA*, Reims, France, pp 461-468.

Gauvrit C (1994). Les huiles en phytosanitaire: le cas des herbicides. *Phytoma – La Défense des végétaux* 458: 37-42.

Humble GD, Burga CA (2001). New relationships between spray volume and silicone surfactant use rates in herbicide performance. In *Proceedings 6th International Symposium on Adjuvants for Agrochemicals*, Amsterdam, pp 218-223.

Muller T, Brancq B, Milius A, Okori N, Vaile C, Gauvrit C, (2001). Self-emulsifying ethoxylates of rapeseed oil and methylated rapeseed oil as novel adjuvants for herbicides. In *Proceedings 6th International Symposium on Adjuvants for Agrochemicals*, Amsterdam, pp 68-74.

Paci F, Vandini G, Campagna G, Rapparini G (2002). Influenza di additivi estemporanei sull'efficacia di vari erbicidi applicati in post-emergenza della barbabietola da zucchero. *Atti Giornate Fitopatologiche*, Baselga di Pinè (TN), Italy, pp. 233-240.

Rapparini G, Paci F, Vandini G, Bartolini D (2002). Influenza di additivi estemporanei sull'efficacia di dicamba e rimsulfuron applicati in post-emergenza del mais. *Atti Giornate Fitopatologiche*, Baselga di Pinè (TN), Italy, pp 219-224.

Rapparini G, Pazzi U, Nicotra G, Tallevi G, Campagna G (2003). Il ruolo dei coadiuvanti nelle applicazioni erbicide. *L'Informatore Agrario* 45: 83-89.

Tallevi G, Campagna G, Rapparini G (1998). Verifica dell'utilità degli attivanti nell'impiego dei graminicidi specifici. *Atti Giornate Fitopatologiche*, Scicli e Ragusa, pp 357-362.

Underwood A, Roberts S, Yopp F (2001). An overview of the commercial agrochemical and adjuvant markets and trends impacting each for the 21st century. In *Proceedings 6th International Symposium on Adjuvants for Agrochemicals*, Amsterdam, pp 608-620.

Van Der Schans DA, Van Zeeland MG (2001). Effect of some adjuvants on the biological efficacy of some herbicides. In *Proceedings 6th International Symposium on Adjuvants for Agrochemicals*, Amsterdam, pp 261-268.

APPLICAZIONI DI COADIUVANTI PER LA RIDUZIONE DELLA DOSE DI ERBICIDI SU FRUMENTO E MAIS: RICERCHE NEL CENTRO ITALIA

COVARELLI G., PANNACCI E.

*Dipartimento di Scienze Agrarie e Ambientali, Università degli Studi di Perugia
Borgo XX Giugno, 74 – 06121 PERUGIA
covarel@unipg.it*

Riassunto

In Italia centrale sono state eseguite quattro prove sperimentali di pieno campo per la valutazione dell'influenza di alcuni coadiuvanti sull'efficacia erbicida di tribenuron-methyl da solo ed in miscela con thifensulfuron-methyl e di rimsulfuron da solo ed in miscela con nicosulfuron impiegati rispettivamente nel diserbo di post-emergenza del frumento e del mais.

Inoltre, due prove sperimentali in vaso sono state realizzate in Danimarca allo scopo di valutare l'influenza di tre coadiuvanti: alcol tridecilico etossilato più siliconi, sale sodico di alchiletere solfato ed olio di colza, sull'efficacia di tribenuron-methyl nei confronti di *Sinapis arvensis* L., *Papaver rhoeas* L., *Chenopodium album* L. e *Tripleurospermum inodorum* (L.) Schultz Bip. Nei confronti di quest'ultima infestante è stata anche valutata l'influenza dei coadiuvanti nel mantenere elevata l'efficacia di tribenuron-methyl nel caso di pioggia che intervenga a brevi distanze di tempo dopo il trattamento.

Nelle prove in campo l'aggiunta dei coadiuvanti a tribenuron-methyl ha permesso di incrementarne l'efficacia soprattutto nei confronti delle specie infestanti meno sensibili al principio attivo e caratterizzate dalla presenza sulle foglie di cere epicuticolari che, generalmente, costituiscono un ostacolo all'assorbimento degli erbicidi. Olio di colza e alcol tridecilico etossilato più siliconi hanno consentito di ridurre di circa 1/3 la dose di tribenuron-methyl e di circa 1/5 quella di tribenuron-methyl + thifensulfuron-methyl.

Nelle prove in vaso i coadiuvanti hanno mantenuto elevata l'efficacia erbicida di tribenuron-methyl contrastandone il dilavamento dalla superficie fogliare di *T. inodorum* dovuto all'azione della pioggia intervenuta a brevi distanze di tempo dopo il trattamento. Tra i coadiuvanti, l'olio vegetale è stato meno efficace con pioggia intervenuta 1 ora dopo il trattamento; differenze significative tra i coadiuvanti non si sono invece evidenziate con pioggia a 2 e 4 ore dopo il trattamento.

Parole chiave

Coadiuvanti; Erbicidi; Dosi ridotte; Pioggia; Rainfastness.

Summary

Use of adjuvants for herbicide rate reduction in wheat and maize: results of studies carried out in Central Italy

Four field experimental trials were carried out in central Italy in order to evaluate the effects of some adjuvants on the efficacy of tribenuron-methyl, tribenuron-methyl + thifensulfuron-methyl, rimsulfuron and rimsulfuron + nicosulfuron used for post-emergence weed control in wheat and maize.

Two semi-field experiments were carried out in Denmark in order to assess the influence of three adjuvants: isotridecyl alcohol ethoxylate + silicone, alkylethersulfate sodium salt and a rapeseed oil on the performance and rainfastness of tribenuron-methyl on four broadleaved weeds (*Sinapis arvensis* L., *Tripleurospermum inodorum* (L.) Schultz Bip., *Papaver rhoeas* L., *Chenopodium album* L.). The results of field trials showed that the inclusion of adjuvants enhanced tribenuron-methyl activity significantly more on weeds with low sensitivity to active ingredient and characterized by wax deposit on cuticle surfaces that are able to reduce herbicides uptake. Rapeseed oil and isotridecyl alcohol ethoxylate + silicone allowed to use tribenuron-methyl and tribenuron-methyl + thifensulfuron-methyl at 1/3 and 1/5 of the maximum labelled rate respectively, without losses in their efficacy against weeds.

The results of semi-field experiments showed that all adjuvants significantly improved the rainfastness of tribenuron-methyl, with differences between the adjuvants being more pronounced when rain occurred shortly after herbicide application. The effect of the rapeseed oil on tribenuron-methyl rainfastness was significantly lower than that of the surfactants with rain 1 hour after treatment (HAT); while no significant differences between the three adjuvants were observed when rain occurred 2 and 4 HAT.

Keywords

Adjuvants; Herbicides; Reduced rates; Rain treatments; Rainfastness.

Introduzione

I coadiuvanti sono sostanze che facilitano l'azione della molecola attiva erbicida e/o modificano le caratteristiche di una formulazione o di una soluzione per ottimizzare l'attività e per diminuire la variabilità degli effetti biologici (Hazen, 2000). Ciò fondamentale determina un aumento di efficacia e, di conseguenza, la possibilità di ottenere un miglior controllo delle piante infestanti anche applicando gli erbicidi a dosi ridotte rispetto alle normali dosi d'impiego, con effetti positivi sia ambientali che economici (Covarelli e Pannacci, 2000; Covarelli, 2007).

I coadiuvanti influenzano l'assorbimento di un erbicida all'interno della pianta infestante mediante la ritenzione delle gocce della soluzione erbicida sulle foglie e la penetrazione dell'erbicida all'interno dei tessuti fogliari (Hess e Foy, 2000). In particolare, riducono la tensione superficiale delle gocce aumentandone la ritenzione, la bagnabilità e riducendone lo

scorrimento superficiale; ciò soprattutto nel caso di superfici fogliare poco bagnabili per abbondanza di cere epicuticolari e/o tomentosità (Holloway e Stock, 1989). Inoltre, rallentano l'evaporazione delle gocce dalla superficie fogliare, aumentano la ritenzione dell'acqua così da ridurre la cristallizzazione dei depositi erbicidi favorendo l'assorbimento dei principi attivi, ciò soprattutto in condizioni ambientali caratterizzate da elevate temperature e bassa umidità dell'aria (Penner, 2000; Rapparini *et al.*, 2003; Pannacci, 2004). In condizioni ambientali caratterizzate, invece, da piogge che si verificano subito dopo i trattamenti, la presenza di coadiuvanti nella miscela erbicida ne riduce il rischio di dilavamento dalla superficie fogliare, mediante un effetto di impermeabilizzazione del deposito erbicida presente sulla foglia, consentendo di prolungarne ed incrementarne l'assorbimento (Kudsk e Mathiassen, 2004; Pannacci *et al.*, 2008).

Applicazioni erbicide dove almeno un coadiuvante non sia presente sono molto rare, generalmente uno o più coadiuvanti sono già presenti nella formulazione erbicida (ready-mix) o vengono addizionati dall'operatore al momento dell'applicazione (tank-mix) (Stock e Briggs, 2000).

Nonostante l'uso dei coadiuvanti sia ormai molto diffuso ed in continuo aumento, non se ne conoscono ancora completamente i meccanismi d'azione e gli effetti nelle diverse condizioni ambientali d'impiego; per cui spetta alla ricerca scientifica cercare di incrementare le conoscenze sul ruolo che queste sostanze hanno e potranno avere in futuro nel migliorare l'applicazione degli erbicidi (Zabkiewicz, 2000; Wang e Liu, 2007).

Obiettivo del presente lavoro è quello di riportare i risultati di sperimentazioni eseguite in pieno campo ed in vaso allo scopo di individuare la possibilità di ridurre le dosi d'impiego degli erbicidi in miscela con i coadiuvanti e migliorarne l'efficacia nel controllo delle piante infestanti.

Materiali e Metodi

Sperimentazione in campo

Dal 2002 al 2008 sono state eseguite quattro prove sperimentali di pieno campo per la valutazione dell'efficacia di alcuni erbicidi in miscela con alcuni coadiuvanti nel diserbo di post-emergenza del frumento e del mais. Le prove sono state eseguite tutte presso il Laboratorio Didattico Sperimentale della Sezione di Agronomia e Coltivazione erbacee del Dipartimento di Scienze Agrarie e Ambientali, della Facoltà di Agraria, dell'Università di

Perugia, su terreno pianeggiante di tessitura argillo-limosa (25% sabbia, 45% limo, 30% argilla).

Lo schema sperimentale adottato è stato sempre il blocco randomizzato con tre o quattro ripetizioni e parcelle di circa 16 m². In ciascuna prova è sempre stato inserito un testimone non trattato come riferimento. I trattamenti erbicidi sono stati eseguiti utilizzando una pompa a spalla Oxford Sprayer per trattamenti parcellari, equipaggiata con ugelli a ventaglio “Albuz APG 110 – Yellow” in grado di erogare 300 l ha⁻¹ di soluzione erbicida alla pressione di 200 kPa.

L’efficacia delle diverse tesi erbicide è stata sempre valutata mediante un rilievo visivo del ricoprimento delle diverse specie infestanti, eseguito circa quattro settimane dopo il trattamento, secondo il metodo dell’abbondanza-dominanza di Braun-Blanquet (Braun-Blanquet, 1964). I dati così rilevati sono stati espressi come efficacia percentuale rispetto al testimone non trattato. Per valutare la selettività dei p.a. verso la coltura sono stati eseguiti rilievi visivi secondo una scala convenzionale con valori da 0 a 10 (0 = fitotossicità nulla e 10 = morte della coltura). I dati rilevati sono stati sottoposti ad ANOVA utilizzando EXCEL® VBA Macro DSAASTAT (Onofri, 2006). La significatività delle differenze tra le medie è stata saggiata con MDS protetta al livello di probabilità prescelto (p=0,05). Non sono state eseguite elaborazioni combinate per le diverse prove, in quanto non tutti i trattamenti risultavano comuni negli anni ed, inoltre, si erano riscontrate differenze nell’entità e nella composizione delle infestazioni presenti, che rendevano sconsigliabile ogni tentativo di mediare i dati di situazioni così diverse.

Le informazioni agronomiche relative alle sperimentazioni eseguite su frumento e mais sono riportate rispettivamente nelle Tabelle 1 e 2.

Tabella 1. Notizie agronomiche delle sperimentazioni su frumento.

| Anni | 2006 | 2007 |
|---|-------------|-------------|
| Precessione colturale | frumento | girasole |
| Data di semina | 10/11/2005 | 16/11/2006 |
| Cultivar | Tibet | Enesco |
| Densità di semina (semi m ⁻²) | 450 | 450 |
| Data di emergenza | 28/11/2005 | 01/12/2006 |
| Data dei trattamenti | 04/04 | 06/03 |

Tabella 2. Notizie agronomiche delle sperimentazioni su mais.

| Anni | 2002 | 2008 |
|-----------------------------------|-------------|-------------|
| Precessione colturale | frumento | frumento |
| Data di semina | 24/04 | 29/04 |
| Cultivar | DK440 | DK440 |
| Densità (piante m ⁻²) | 7 | 7 |
| Data di emergenza | 03/05 | 07/05 |
| Data dei trattamenti | 17/05 | 28/05 |

Per quanto non specificatamente indicato nelle tabelle, si fa presente che le colture sono state condotte secondo le pratiche agronomiche usuali per la zona (Bonciarelli e Bonciarelli, 2001).

Sperimentazione in vaso

Nel 2007, sono state realizzate due prove sperimentali in vaso per valutare gli effetti di tre coadiuvanti diversi sull'efficacia di tribenuron-methyl nei confronti di 4 specie infestanti il frumento ed il mais; nonché la capacità dei coadiuvanti di mantenere elevata l'efficacia erbicida in condizioni ambientali avverse, come nel caso di pioggia che intervenga a brevi distanze di tempo dopo il trattamento.

Le prove sono state realizzate in Danimarca, presso il Department of Integrated Pest Management, University of Aarhus (55°19'N, 11°23'E).

Nella prima prova i semi di *Sinapis arvensis* L., *Tripleurospermum inodorum* (L.) Schultz Bip., *Papaver rhoeas* L. e *Chenopodium album* L. sono stati seminati in vasi del volume di 2 l, preventivamente riempiti con un substrato costituito da un terreno di tessitura sabbiosa-argillosa, sabbia e torba in rapporto 2:1:1 v/v ed aggiunto di tutti i macro e micro elementi. I vasi sono stati posti all'aperto su degli appositi banconi e sub-irrigati con acqua distillata in maniera automatizzata fino a cinque volte al giorno. Un giorno prima dei trattamenti il numero di piante per vaso è stato ridotto a 4, mediante dirado manuale. Le piante infestanti sono state trattate allo stadio di 6-8 foglie vere con sei dosi crescenti di tribenuron-methyl (GRANSTAR® 50 SX™, 50% a.i., DuPont de Nemours IT) da solo ed in miscela con tre diversi coadiuvanti, utilizzando una macchina per il trattamento dei vasi equipaggiata con ugelli a ventaglio Hardi 4110-14 ed in grado di erogare 143 l ha⁻¹ di soluzione erbicida alla pressione di 260 kPa.

I coadiuvanti utilizzati e le relative dosi d'impiego sono stati: TREND® AS (alcol tridecileico etossilato 20% + silicani 0.7%, DuPont de Nemours IT) a 0.5 l ha⁻¹, BIOPOWER® (sale

sodico di alchiletere solfato 25.5%, Bayer CropScience) a 1.0 l ha⁻¹, CODACIDE[®] (olio di colza 95%, Microcide Ltd.) a 1.25 l ha⁻¹.

Nella seconda prova piante di *T. inodorum* sono state fatte crescere in vaso e trattate come già descritto in precedenza. Successivamente gruppi di piante sono state sottoposte a 3 mm di pioggia, 1, 2 e 4 ore dopo i trattamenti (HDT), mediante un simulatore di pioggia operante ad un'intensità di 9 mm h⁻¹ (Kristensen, 1992).

In entrambe le prove le piante sono state raccolte circa tre settimane dopo i trattamenti determinandone il peso fresco e secco della parte aerea.

I dati del peso secco così ottenuti sono stati sottoposti a regressione non lineare secondo il modello dose-risposta seguente (Streibig *et al.*, 1993):

$$U_i = \frac{D - C}{1 + \exp\{2b_i[\log(ED_{50i}) - \log(z)]\}} + C, \quad (1)$$

dove U_i è l'effetto fitotossico sulla pianta test dell'erbicida i -esimo, z è la dose dell'erbicida, D è l'asintoto superiore (sviluppo della pianta test in assenza di trattamento), C è l'asintoto inferiore (sviluppo della pianta test a dose estremamente alta di erbicida), ED_{50i} è la dose dell'erbicida i -esimo che produce una riduzione di sviluppo della pianta del 50% e b_i è la pendenza della curva intorno al valore di ED_{50i} .

Studi precedenti, hanno mostrato che le curve dose-risposta di un erbicida in miscela con coadiuvanti diversi o di un erbicida soggetto a piogge che si verificano a distanza di tempo crescente dopo i trattamenti sono in genere parallele, vale a dire che l'influenza dei coadiuvanti o delle piogge, fattori non dotati di fitotossicità propria, possono essere descritte da uno spostamento orizzontale delle curve (Figura 1) (Kudsk e Streibig, 1993; Kudsk e Mathiassen, 2007; Pannacci *et al.*, 2008).

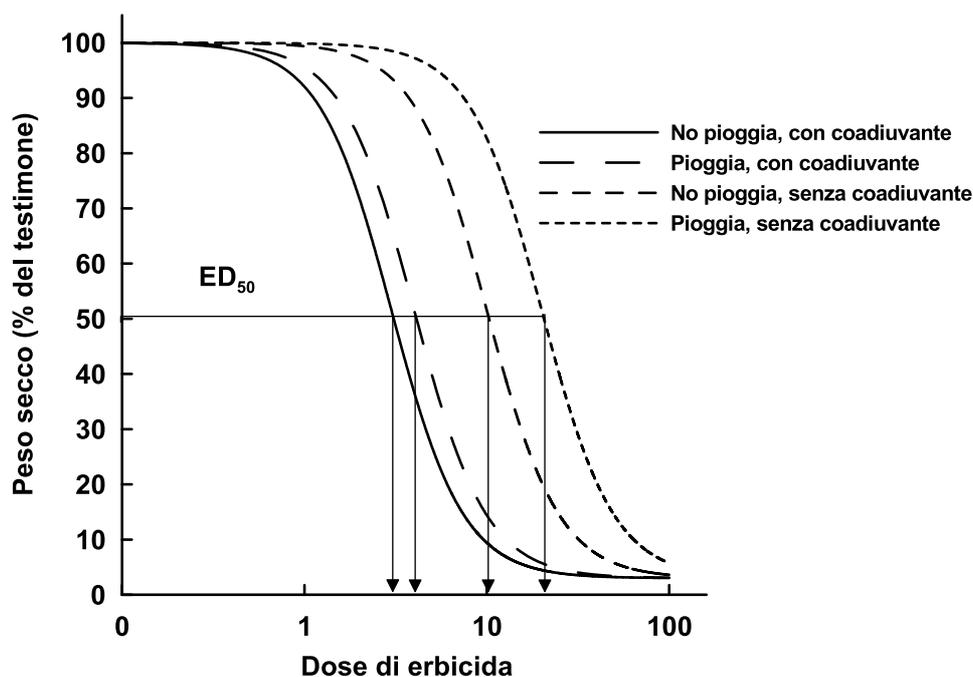


Figura 1. Esempio di confronto tra curve dose-risposta di un erbicida impiegato con e senza coadiuvante in assenza ed in presenza di pioggia dopo i trattamenti (da Pannacci *et al.*, 2008, modificato).

Ciò comporta che le curve dose-risposta parallele differiscono solo per i loro valori di *ED*, dai quali è possibile ricavare anche la cosiddetta efficienza relativa (*R*) dell'erbicida usato in condizioni diverse come rapporto tra i relativi valori di *ED* ($R = ED_{50a}/ED_{50b}$) (Kudsk e Mathiassen, 2007).

A tal proposito, per ciascuna specie infestante, i dati di tribenuron-methyl da solo e in miscela con i diversi coadiuvanti e soggetto ai diversi interventi di pioggia dopo i trattamenti erbicidi, sono stati utilizzati per stimare le curve dose-risposta e calcolare i valori di *ED*₅₀, utilizzando EXCEL[®] VBA Macro BIOASSAY97 (Onofri, 2005). È stato inoltre verificato il parallelismo delle curve secondo quanto riportato da Ritz e Streibig (2005) e calcolati i valori di *R* per tribenuron-methyl nelle diverse condizioni.

Risultati e discussione

Sperimentazione in campo - frumento

Le prove su frumento hanno fornito risultati utili a definire il ruolo di alcuni coadiuvanti sull'efficacia erbicida di tribenuron-methyl da solo ed in miscela con thifensulfuron-methyl nel controllo delle piante infestanti dicotiledoni. I valori della fitotossicità dei trattamenti nei confronti del frumento non sono stati riportati in quanto non si sono mai rilevati fenomeni significativi. Le principali specie infestanti rinvenute nelle sperimentazioni sono state in

ordine decrescente di abbondanza-dominanza: *Sinapis arvensis* L. (SINAR), *Papaver rhoeas* L. (PAPRH), *Fallopia convolvulus* (L.) Holub (FALCO), *Polygonum aviculare* L. (POLAV) e *Veronica hederifolia* L. (VERHE). I risultati mostrano come l'aggiunta di coadiuvanti, indipendentemente dal tipo impiegato, abbia permesso a parità di dose di tribenuron-methyl di incrementarne in maniera significativa l'efficacia soprattutto nei confronti delle specie infestanti meno sensibili al principio attivo (VERHE) e caratterizzate da presenza di cere epicuticolari (FALCO) che generalmente costituiscono un ostacolo all'assorbimento dell'erbicida stesso (Tabella 3). Inoltre, in presenza di olio di colza e alcol tridecilico etossilato più silicioni l'incremento delle dosi d'impiego di tribenuron-methyl, dalla dose minima (20 g ha⁻¹) alla dose massima in etichetta (30 g ha⁻¹), non ha consentito incrementi significativi di efficacia (Tabella 4 e 5); vale a dire, quindi, che è stato possibile impiegare l'erbicida alla dose più bassa in etichetta senza perdite di efficacia. Nella miscela di tribenuron-methyl + thifensulfuron-methyl l'aggiunta di alcol tridecilico etossilato più silicioni non ha consentito un incremento significativo di efficacia nel controllo delle infestanti in prova; consentendo tuttavia di ridurre di 1/5 la dose d'impiego della miscela erbicida senza perdite significative di efficacia (Tabella 6).

Tabella 3. Effetto di alcuni coadiuvanti nel diserbo del frumento con tribenuron-methyl (2006).

| Principi attivi | Dose f.c. (g o ml/ha) | Efficacia erbicida (%) ⁽¹⁾ | | | | |
|--|--------------------------|---------------------------------------|-------|-------------|-------|--------|
| | | PAPRH | FALCO | POLAV | VERHE | Totale |
| Testimone non trattato (ricoprimento %) | - | 21 | 21 | 11 | 1 | 53 |
| Tribenuron-methyl 50% | 20 | 100 | 70 | 82 | 71 | 84 |
| Tribenuron-methyl 50% + (alcol tridecilico etossilato 20% + silicioni 0.7%) | 20 + 500 | 100 | 88 | 82 | 100 | 94 |
| Tribenuron-methyl 50% + (olio di colza 95%) | 20 + 1000 | 100 | 88 | 94 | 96 | 94 |
| Tribenuron-methyl 50% + (alcol isodecilico etossilato 90%) | 20 + 0.1% | 100 | 94 | 83 | 96 | 94 |
| MDS ($p < 0.05$) ⁽²⁾ | | <i>n.s.</i> | 15 | <i>n.s.</i> | 14 | 9 |

⁽¹⁾ i dati del testimone non trattato si riferiscono al ricoprimento % delle piante infestanti

⁽²⁾ escluso il testimone non trattato

Stadio infestanti al momento dei trattamenti (BBCH): PAPRH: 16-18; FALCO: 13; POLAV: 14; VERHE: 20

Tabella 4. Effetto dell'olio di colza nel diserbo del frumento con tribenuron-methyl (2006).

| Principi attivi | Dose f.c. (g o ml/ha) | Efficacia erbicida (%) ⁽¹⁾ | | | | |
|--|--------------------------|---------------------------------------|-----------|-------------|-----------|----------|
| | | PAPRH | FALCO | POLAV | VERHE | Totale |
| Testimone non trattato (ricoprimento %) | - | 21 | 21 | 11 | 1 | 53 |
| Tribenuron-methyl 50% | 20 | 100 | 70 | 82 | 71 | 84 |
| Tribenuron-methyl 50% + (olio di colza 95%) | 20 + 1000 | 100 | 88 | 94 | 96 | 94 |
| Tribenuron-methyl 50% + (olio di colza 95%) | 22.5 + 1000 | 100 | 91 | 93 | 100 | 93 |
| Tribenuron-methyl 50% + (olio di colza 95%) | 30 + 1000 | 100 | 97 | 94 | 100 | 97 |
| <i>MDS (p<0.05)⁽²⁾</i> | | <i>n.s.</i> | <i>14</i> | <i>n.s.</i> | <i>13</i> | <i>9</i> |

⁽¹⁾ i dati del testimone non trattato si riferiscono al ricoprimento % delle piante inf estanti

⁽²⁾ escluso il testimone non trattato

Stadio inf estanti al momento dei trattamenti (BBCH): PAPRH: 16-18; FALCO: 13; POLAV: 14; VERHE: 2

Tabella 5. Effetto di alcol tridecilico etossilato + siliceni nel diserbo del frumento con tribenuron-methyl (2007).

| Principi attivi | Dose f.c. (g o ml/ha) | Efficacia erbicida (%) ⁽¹⁾ | | |
|---|--------------------------|---------------------------------------|-------------|-------------|
| | | SINAR | PAPRH | Totale |
| Testimone non trattato (ricoprimento %) | - | 42 | 16 | 58 |
| Tribenuron-methyl 50% + (alcol tridecilico etossilato 20% + siliceni 0.7%) | 20 + 500 | 100 | 96 | 99 |
| Tribenuron-methyl 50% + (alcol tridecilico etossilato 20% + siliceni 0.7%) | 30 + 500 | 100 | 96 | 99 |
| <i>MDS (p<0.05)⁽²⁾</i> | | <i>n.s.</i> | <i>n.s.</i> | <i>n.s.</i> |

⁽¹⁾ i dati del testimone non trattato si riferiscono al ricoprimento % delle piante inf estanti

⁽²⁾ escluso il testimone non trattato

Stadio inf estanti al momento dei trattamenti (BBCH): SINAR: 14-16; PAPRH: 12-14

Tabella 6. Effetto di alcol tridecilico etossilato + siliconi nel diserbo del frumento con tribenuron-methyl + thifensulfuron-methyl (2007).

| Principi attivi | Dose f.c. (g o ml/ha) | Efficacia erbicida (%) ⁽¹⁾ | | |
|---|--------------------------|---------------------------------------|-------------|-------------|
| | | SINAR | PAPRH | Totale |
| Testimone non trattato (ricoprimento %) | - | 42 | 16 | 58 |
| Tribenuron-methyl 50% + thifensulfuron-methyl 50% | 25 + 25 | 100 | 96 | 99 |
| Tribenuron-methyl 50% + thifensulfuron-methyl 50% + (alcol tridecilico etossilato 20% + siliconi 0.7%) | 25 + 25 + 500 | 100 | 99 | 99 |
| Tribenuron-methyl 50% + thifensulfuron-methyl 50% + (alcol tridecilico etossilato 20% + siliconi 0.7%) | 20 + 20 + 500 | 100 | 92 | 98 |
| <i>MDS (p<0.05)⁽²⁾</i> | | <i>n.s.</i> | <i>n.s.</i> | <i>n.s.</i> |

⁽¹⁾ i dati del testimone non trattato si riferiscono al ricoprimento % delle piante infestanti

⁽²⁾ escluso il testimone non trattato

Stadio infestanti al momento dei trattamenti (BBCH): SINAR: 14-16; PAPRH: 12-14

Sperimentazione in campo – mais

Le prove su mais hanno fornito risultati utili a definire l'effetto di alcuni coadiuvanti sull'efficacia erbicida di rimsulfuron da solo ed in miscela con nicosulfuron nel controllo delle piante infestanti questa coltura. I valori della fitotossicità dei trattamenti nei confronti del mais non sono stati riportati in quanto non si sono mai rilevati fenomeni significativi.

Le principali specie infestanti rinvenute nelle sperimentazioni sono state in ordine decrescente di abbondanza-dominanza: *Amaranthus retroflexus* L. (AMARE), *Portulaca oleracea* L. (POROL), *Chenopodium album* L. (CHEAL), *Polygonum lapathifolium* L. (POLLA), *Echinochloa crus-galli* (L.) Beauv. (ECHCG), *Polygonum persicaria* L. (POLPE), *Abutilon theophrasti* Medicus (ABUTH), *Digitaria sanguinalis* (L.) Scop. (DIGSA) e *Solanum nigrum* L. (SOLNI).

Nel 2002, l'olio di colza, rispetto all'olio minerale, ha consentito una miglior efficacia di rimsulfuron soprattutto nei confronti di specie poco sensibili o caratterizzate dalla presenza di cere epicutcolari cristalline come *E. crus-galli* (Tabella 7); risultati analoghi sono stati ottenuti da Western *et al.* (1998) con propaquizafop nei confronti di *Avena fatua* L.

I risultati del 2008 non hanno evidenziato differenze particolari in termini di efficacia della miscela rimsulfuron + nicosulfuron in aggiunta ai diversi coadiuvanti (Tabella 8).

Tabella 7. Effetto dell'olio di colza e minerale nel diserbo del mais con rimsulfuron (2002).

| Principi attivi | Dose f.c. (g o ml/ha) | Efficacia erbicida (%) ⁽¹⁾ | | | | | | Totale |
|---|--------------------------|---------------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|--------|
| | | AMARE | POROL | POLPE | ECHCG | CHEAL | SOLNI | |
| Testimone non trattato (ricoprimento %) | - | 50 | 33 | 17 | 13 | 8 | 2 | 123 |
| Rimsulfuron 25% + olio di colza 95% | 50 + 1000 | 100 | 94 | 42 | 100 | 77 | 96 | 87 |
| Rimsulfuron 25% + olio di colza 95% | 50 + 1250 | 100 | 91 | 67 | 100 | 62 | 97 | 88 |
| Rimsulfuron 25% + olio minerale 97% | 50 + 500 | 100 | 82 | 55 | 75 | 37 | 97 | 78 |
| MDS ($p < 0.05$) ⁽²⁾ | | n.s. | n.s. | n.s. | 18 | n.s. | n.s. | 6 |

⁽¹⁾ i dati del testimone non trattato si rif eriscono al ricoprimento % delle piante inf estanti

⁽²⁾ escluso il testimone non trattato

Stadio inf estanti al momento dei trattamenti (BBCH): AMARE: 12-14; POROL: 16-18; POLPE: 16; ECHCG: 14-15; CHEAL: 14-16; SOLNI: 12-14.

Tabella 8. Effetto di alcuni coadiuvanti nel diserbo del mais con rimsulfuron + nicosulfuron (2008).

| Principi attivi | Dose f.c. (g o ml/ha) | Efficacia erbicida (%) ⁽¹⁾ | | | | | | | Totale | |
|---|--------------------------|---------------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|--------|-------|
| | | POLLA | ECHCG | AMARE | CHEAL | ABUTH | DIGSA | POROL | | SOLNI |
| Testimone non trattato (ricoprimento %) | - | 33 | 22 | 20 | 17 | 12 | 6 | 5 | 4 | 119 |
| Nicosulfuron 75% + rimsulfuron 25% + (olio di colza 95%) | 27 + 40 + 1250 | 91 | 100 | 100 | 93 | 100 | 80 | 100 | 98 | 95 |
| Nicosulfuron 75% + rimsulfuron 25% + (alcol tridecilico etossilato 20% + siliconi 0,7%) | 27 + 40 + 1500 | 96 | 100 | 100 | 96 | 89 | 80 | 100 | 98 | 96 |
| Nicosulfuron 75% + rimsulfuron 25% + (Eptametiltrisilossano polialchilene ossido modificato 84%) | 27 + 40 + 0.1% | 96 | 97 | 100 | 89 | 100 | 46 | 100 | 98 | 93 |
| MDS ($p < 0.05$) ⁽²⁾ | | 5 | n.s. | n.s. | n.s. | n.s. | 32 | n.s. | n.s. | n.s. |

⁽¹⁾ i dati del testimone non trattato si rif eriscono al ricoprimento % delle piante inf estanti

⁽²⁾ escluso il testimone non trattato

Stadio inf estanti al momento dei trattamenti (BBCH): POLLA: 14-16; ECHCG: 14-15; AMARE: 14-16; CHEAL: 12-14; ABUTH: 12-14; DIGSA: 13-14; POROL: 14; SOLNI: 12-14.

Sperimentazione in vaso

Nella prima prova le curve dose-risposta di tribenuron-methyl da solo ed i miscela con i coadiuvanti nei confronti delle infestanti considerate sono risultate parallele. I valori di ED50 mostrano come l'attività erbicida di tribenuron-methyl sia stata significativamente incrementata da tutti i coadiuvanti nel controllo di ciascuna infestante senza tuttavia mostrare differenze significative di rilievo tra i coadiuvanti stessi (Figura 2).

L'impiego dei coadiuvanti ha determinato una riduzione dei valori di ED50 di tribenuron, da un minimo di 2 nel caso di *S. arvensis*, fino ad un massimo di 40 volte nel caso di *C. album*, rispetto ai valori di ED50 dell'erbicida impiegato da solo (Figura 2). Nel caso di questa ultima infestante non è stato possibile stimare il valore di ED per l'erbicida impiegato da solo in quanto superiore alla dose massima di tribenuron impiegata per il trattamento (8 g ha^{-1}). Le differenze riscontrate in termini di incremento dell'attività erbicida di tribenuron per l'aggiunta di coadiuvanti sono dovute, oltre che alla diversa sensibilità delle specie all'erbicida, anche alla diversa bagnabilità fogliare delle infestanti, sicuramente scarsa nel caso di *C. album* per la presenza sulle foglie di questa specie di cere epicuticolari cristalline (McCloskey, 2003).

Nella seconda prova le curve dose-risposta di tribenuron-methyl (da solo ed in miscela con i coadiuvanti) soggetto ai diversi trattamenti di pioggia nel controllo di *T. inodorum* sono risultate parallele. Per valutare l'influenza di ciascun coadiuvante nel migliorare l'efficacia di tribenuron per il solo effetto di protezione dal dilavamento causato dalla pioggia, senza considerarne anche l'incremento di efficacia dato dall'aggiunta del coadiuvante stesso all'erbicida, i valori di ED50 per tribenuron-methyl nei diversi trattamenti di pioggia (1, 2, e 4 HDT) sono stati espressi come valori di efficienza relativa, rispetto al corrispondente valore di ED50 in assenza di pioggia (Figura 3).

Dai risultati si evidenzia come gli effetti negativi della pioggia sull'attività di tribenuron-methyl siano più marcati in assenza del coadiuvante (Figura 3).

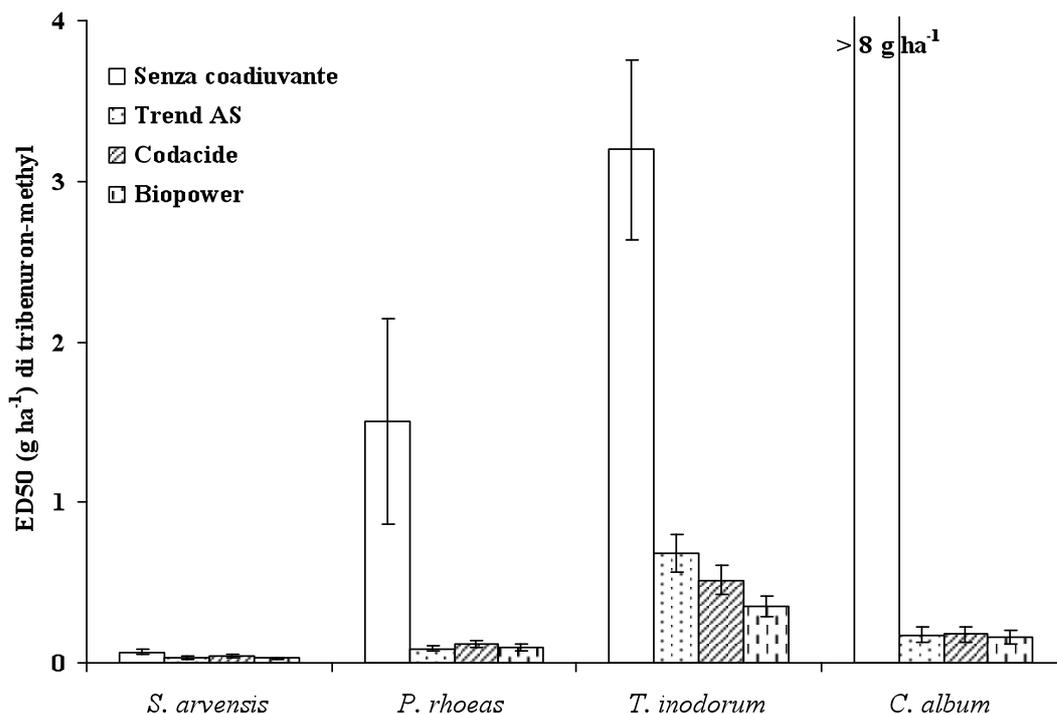


Figura 2. Valori di ED₅₀ (g ha⁻¹) per tribenuron-methyl da solo ed in miscela con i diversi coadiuvanti nei confronti delle quattro specie infestanti dicotiledoni in prova. (Le barre verticali indicano gli intervalli di confidenza al 95%).

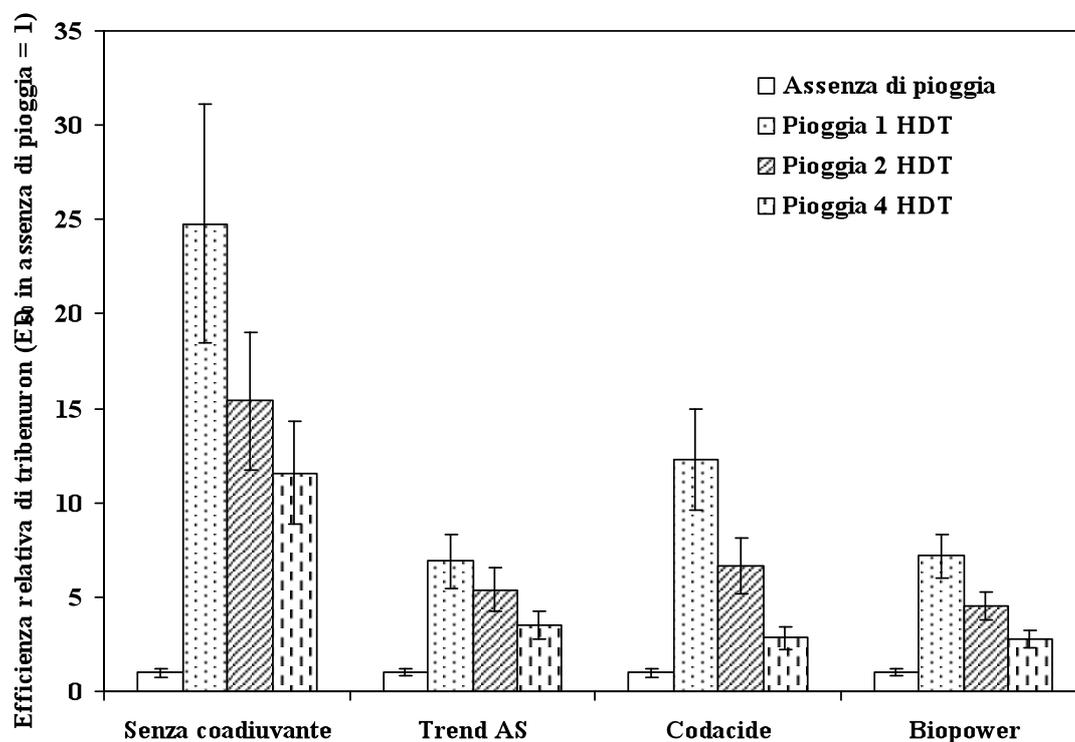


Figura 3. Efficienza relativa di tribenuron-methyl (da solo ed in miscela con i diversi coadiuvanti) soggetto a pioggia 1, 2 e 4 ore dopo i trattamenti (HDT) nei confronti di *T. inodorum*. (Le barre verticali indicano gli intervalli di confidenza al 95%).

I valori di efficienza relativa mostrano come tutti i coadiuvanti abbiano migliorato l'attività di tribenuron in presenza di pioggia, con differenze tra questi più evidenti quando la pioggia è intervenuta a breve distanza di tempo dal trattamento (Figura 3). In particolare, l'effetto dell'olio vegetale (Codacide) nel migliorare l'efficacia di tribenuron è stato significativamente più basso degli altri due coadiuvanti con pioggia ad 1 ora dopo il trattamento; differenze significative tra i coadiuvanti non si sono invece evidenziate con pioggia a 2 e 4 ore dopo il trattamento (Figura 3).

I risultati ottenuti consentono di poter trarre le seguenti considerazioni conclusive:

Conclusioni

1. Nelle prove in campo l'aggiunta dei coadiuvanti a tribenuron-methyl ha permesso di incrementarne l'efficacia soprattutto nei confronti delle specie infestanti meno sensibili al principio attivo e caratterizzate dalla presenza sulle foglie di cere epicuticolari che, generalmente, costituiscono un ostacolo all'assorbimento degli erbicidi.
2. Olio di colza (Codacide) e alcol tridecilio etossilato più siliconi (Treand AS) hanno consentito di ridurre di circa 1/3 la dose di tribenuron-methyl e di circa 1/5 quella di tribenuron-methyl + thifensulfuron-methyl.
3. Nelle prove in vaso i coadiuvanti hanno mantenuto elevata l'efficacia erbicida di tribenuron-methyl contrastandone il dilavamento dalla superficie fogliare di *Tripleurospermum inodorum* dovuto all'azione della pioggia intervenuta a brevi distanze di tempo dopo il trattamento. Tra i coadiuvanti, l'olio vegetale (Codacide) è stato il meno efficace quando la pioggia è intervenuta 1 ora dopo il trattamento.

Bibliografia

Bonciarelli F, Bonciarelli U (2001). *Coltivazioni Erbacee*, 492 pp. Edagricole – Edizioni Agricole, Bologna, Italy.

Braun-Blanquet J (1964). "*Planzesociologie, Grundzüge der Vegetations kunde*", , 865 pp. Springer Verlag, Wien.

Covarelli G (2007) Le strategie nella gestione sostenibile degli agrofarmaci: gli erbicidi. *Proceedings of the XII Convegno Società Italiana per la Ricerca sulla Flora Infestante*, 5 Aprile 2007, Bologna, Italy, pp 35-53.

- Covarelli G, Pannacci E (2000). Ottimizzazione delle dosi d'impiego di triflusaluron-methyl nella barbabietola da zucchero. *Proceedings of the XII Convegno Società Italiana per la Ricerca sulla Flora Infestante*, 5-6 December 2000, Milano, Italy, pp 175-184.
- Hazen JL (2000). Adjuvant-terminology, classification, and chemistry. *Weed Technology* 14: 773-784.
- Hess FD, Foy CL (2000). Interaction of surfactants with plant cuticles. *Weed Technology* 14: 807-813.
- Holloway PJ, Stock D (1989). Factors affecting the activation of foliar uptake of agrochemicals by surfactants. In: Karsa DR, editor. *Industrial Applications of Surfactants II*. London (UK): Royal Society of Chemistry. pp 307-337.
- Kristensen JL (1992). Research equipment for laboratory experiments with herbicides. *Proceedings of the First International Weed Control Congress*, 17 February 1992, Melbourne, Australia, Vol. 2, pp 261-262.
- Kudsk P, Mathiassen SK (2004). Adjuvant effects on the rainfastness of iodosulfuron-methyl + mesosulfuron formulations. *Proceedings of the 7th International Symposium on Adjuvants for Agrochemicals*, 8-12 November 2004, Cape Town, South Africa, pp 159-164.
- Kudsk P, Mathiassen SK (2007). Analysis of adjuvant effects and their interactions with variable application parameters. *Crop Protection* 26: 328-334.
- Kudsk P, Streibig JC (1993). Adjuvant and formulations. In: Streibig JC, Kudsk P, editor. *Herbicide Bioassay*. Boca Raton (FL): CRC Press. pp 99-116.
- McCloskey WB (2003). Effect of surfactants and adjuvants on postemergence herbicide efficacy. Department of Plant Sciences, University of Arizona, 51 pp. <http://www.ag.arizona.edu/crops/presentations/2003/mccloskey092403.pdf>
- Onofri A (2005). BIOASSAY97: a new EXCEL VBA macro to perform statistical analyses on herbicide dose-response data. *Rivista Italiana di Agrometeorologia* 3: 40-45.
- Onofri A (2006). Enhancing Excel capability to perform statistical analyses in agriculture applied research. In: *Computational statistics and data analysis - Statistical Software Newsletters*, (Ed.), by International Association for statistical Computing, 15/02/2006; www.csdasn.org/softlist.cfm.
- Pannacci E (2004). I coadiuvanti e la loro influenza nell'attività degli erbicidi ad assorbimento fogliare: stato attuale e prospettive. Gli aspetti morfologici e fisiologici. *Presentazione orale al Simposio S.I.R.F.I. tenutosi nell'ambito del convegno Giornate Fitopatologiche 2004*, 5 Maggio 2004, Montesilvano (PE), Italy.
- Pannacci E, Kudsk P, Mathiassen SK, Covarelli G (2008). Adjuvant effects on performance and rainfastness of tribenuron-methyl on broadleaved weeds. *Proceedings 5th International Weed Science Congress*, Vancouver, British Columbia, Canada, 23-27 June 2008, pp 161-162.
- Penner D (2000). Activator adjuvants. *Weed Technology* 14: 785-791.
- Rapparini G, Pazzi U, Nicotra G, Tallevi G, Campagna G (2003). Il ruolo dei coadiuvanti nelle applicazioni erbicide. *L'Informatore Agrario* 45: 83-89.
- Ritz C, Streibig JC (2005). Bioassay Analysis using R. *Journal of Stat. Softw* 12 (5): 1-22.
- Stock D, Briggs G (2000). Physicochemical properties of adjuvants: values and applications. *Weed Technology* 14: 798-806.

Streibig JC, Rudemo M, Jensen JE (1993). Dose-response curves and statistical models. In: Streibig JC, Kudsk P, editor. *Herbicide Bioassay*. Boca Raton (FL): CRC Press. pp 29-55.

Wang CJ, Liu ZQ (2007). Foliar uptake of pesticide – Present status and future challenge. *Pesticide Biochemistry and Physiology* 87: 1-8.

Western NM, Coupland D, Breeze V, Bieswal M, (1998). Evaluation of different vegetable oils as possible replacements for mineral oil adjuvants. *Proceedings of Fifth International Symposium on Adjuvants for Agrochemicals*, 17-21 August 1998, Memphis, Tennessee, USA, Vol. 1, pp 352-258.

Zabkiewicz JA (2000). Adjuvants and herbicidal efficacy – present status and future prospects. *Weed Research* 40: 139-149.

EFFETTI DI UN ADDITIVO A BASE DI LECITINA DI SOIA NEL CONTENIMENTO DELLA DERIVA NEI TRATTAMENTI IN POST-EMERGENZA DEL MAIS

MERIGGI P.¹, WOHLHAUSER R.², ANDERAU V.², MARCHETTI C.³

1 Horta srl – Spin Off Università Cattolica di Piacenza (I).

2 Technical R&D Application Technology Syngenta Crop Protection AG - Basel (CH).

3 Syngenta Crop Protection S.p.A. - Milano (I)

E-mail: p.meriggi@horta-srl.com

Riassunto

Il presente lavoro sperimentale è stato finalizzato alla valutazione di alcune misure di mitigazione del fenomeno della deriva durante i trattamenti in post emergenza del mais. Diverse misure sono state studiate e valutate: impiego di coadiuvanti anti deriva, assistenza d'aria durante la distribuzione e tipo di ugelli combinati con differenti velocità di distribuzione. I risultati della sperimentazione hanno evidenziato in particolare le buone performances dell'attrezzatura commerciale impiegata. I valori di deriva sono risultati in linea con i modelli BBA tedeschi. Fra le misure di mitigazione valutate, unicamente il coadiuvante a base di lecitina di soia ha contenuto significativamente la deriva a 3 e 5 metri dal bordo dell'area trattata.

Parole chiave

Deriva erbicidi; Coadiuvanti anti deriva; Assistenza d'aria; Ugelli; Mais.

Summary

Effects of an adjuvant based on soybean lecithin on drift reduction during herbicide post-emergence treatments in corn

This experiment was focused to evaluate some mitigation measures to reduce drift during the post-emergence treatments in corn. Several measures have been studied and evaluated: the use of anti-drift adjuvant, air assistance during the distribution and type of nozzles combined with different speeds distribution. The results of this experiments have shown particularly good performances of the commercial sprayer. The values obtained were consistent with BBA models. Among the mitigation measures evaluated, only the anti-drift adjuvant based on soybean lecithin reduced significantly drift at 3 and 5 meters from the edge of treated area.

Keywords

Herbicide drift; Drift reducing adjuvants; Air assistance; Nozzles; Corn.

Introduzione

L'uso sostenibile degli agrofarmaci (Direttiva comunitaria) rappresenta una strategia che si concretizzerà con una serie di singole misure che saranno applicate utilizzando strumenti esistenti e saranno oggetto di una proposta legislativa nei vari Paesi membri.

È necessario pertanto studiare e adottare misure specifiche per proteggere le acque superficiali e sotterranee al fine di ridurre l'impatto dei prodotti fitosanitari sull'ambiente acquatico.

Il progetto di Direttiva prevede che gli Stati membri istituiscano programmi di riduzione dell'inquinamento e che affrontino il problema dei prodotti fitosanitari nel quadro dei piani di gestione dei bacini idrografici, che devono includere misure come l'introduzione di fasce tampone o l'uso di attrezzature tecniche particolari volte a ridurre la deriva delle sostanze irrorate.

Il gruppo G.E.M.M.A, ovvero Gruppo Esperti Misure di Mitigazione Agro-Ambientali, nato nel 2007 e costituito da ricercatori, tecnici e rappresentanti dell'industria, ha l'obiettivo di promuovere una nuova cultura sull'uso sostenibile degli agrofarmaci e contribuire alla coesistenza dell'agricoltura da reddito con la salvaguardia dell'ambiente.

In questo settore G.E.M.M.A ha promosso una serie di attività finalizzate allo studio di misure di mitigazione ai fenomeni di contaminazione delle acque superficiali e sottosuperficiali. Nell'ambito di queste azioni è stata proposta la ricerca di seguito discussa che ha avuto come obiettivo principale quello di ottenere dati di campo sulla deriva in applicazioni di post-emergenza del mais. Pertanto elemento caratterizzante della ricerca è stato quello di verificare, in condizioni pratiche e con una ventosità significativa (superiore a 2-3 m/s) tale da non rendere consigliabile il trattamento, il grado di deriva durante l'applicazione degli agrofarmaci. Inoltre, sono state valutate potenziali misure di riduzione della deriva quali l'uso di un additivo a base di lecitina di soia, la velocità di distribuzione combinata con la portata dell'ugello o ancora l'adozione dell'assistenza di un flusso d'aria contemporaneamente all'irrorazione (manica d'aria).

Mentre in Italia per i trattamenti sulle colture erbacee sono ormai abbastanza consolidate le valutazioni relative all'effetto di differenti ugelli combinati con diverse velocità di avanzamento e dell'uso della manica d'aria, non possediamo ancora sufficienti informazioni scientifiche sull'importanza degli additivi anti deriva in prove sperimentali di campo. Questa classe di coadiuvanti è infatti utilizzata con successo in diverse parti del mondo e su diverse specie nelle applicazioni con erbicidi, ma anche con insetticidi, fungicidi e regolatori di crescita (Gaskin *et al.*, 2006).

Inizialmente i coadiuvanti anti deriva erano costituiti principalmente da amido o da polimeri di poliacrilammide. Tali sostanze erano efficaci nell'incrementare la grandezza delle gocce ma a causa dell'aumento della viscosità della miscela si ponevano problemi di uniformità di distribuzione e di funzionalità degli ugelli. Infine il continuo passaggio della miscela contenente questi prodotti anti deriva nella pompa, finiva per degradare in parte tali composti e perdere l'iniziale efficacia. Recentemente sono stati proposti composti a base di lecitine, fosfolipidi con emulsionanti in grado di ridurre il fenomeno della deriva senza influenzare sostanzialmente l'efficacia dell'applicazione, anzi in certi casi incrementandola. Tali prodotti sono in parte utilizzati nei paesi centro-nord europei e validati sia da prove di laboratorio che di campo.

Materiali e Metodi

La prova di controllo della deriva è stata realizzata in post-emergenza, in un appezzamento seminato a mais nella valle padana sud orientale (Ravenna). L'attrezzatura impiegata nella prova è stata una irroratrice semovente "Finotto E170 2500" dotata di manica d'aria.

I fattori di mitigazione posti a confronto sono stati i seguenti: a) ugelli tradizionali Teejet XR 8006 e Teejet XR 8008 con due diverse velocità di avanzamento; b) impiego o meno della manica d'aria e c) impiego o meno dell'additivo a base di lecitina di soia. Questi confronti hanno dato origine a 6 tesi sperimentali descritte di seguito (Tabella 1). Tutte le tesi sono state replicate 3 volte per un totale di 18 applicazioni.

Tabella 1. Tesi sperimentali.

| Tesi | Ugelli | Velocità di avanzamento (km/h) | Pressione (bar) | Uso manica d'aria | Coadiuvante antideriva |
|------|---------|--------------------------------|-----------------|-------------------|------------------------|
| 1 | XR 8008 | 15 | 4,1 | si | no |
| 2 | XR 8008 | 15 | 4,1 | no | no |
| 3 | XR 8006 | 10 | 3,4 | si | no |
| 4 | XR 8006 | 10 | 3,4 | no | no |
| 5 | XR 8006 | 10 | 3,4 | no | si |
| 6 | XR 8008 | 15 | 4,1 | no | si |

Per il protocollo di prova si è fatto riferimento al modello standard internazionale ISO/FDIS 22866 (*Equipment for crop protection – Methods for field measurement of spray drift*).

La prova è stata svolta a Borgo Faina in provincia di Ravenna (N 44.34713° E 012.20336°).

La coltura di mais è stata coltivata seminando l'ibrido DK 5783. La coltura è stata seminata

con un'interfila di 45 cm e 22 cm lungo la fila. L'applicazione è stata realizzata allo stadio BBCH 17, con un'altezza della coltura di 35-40 cm. Le applicazioni sono state realizzate fra il 22 e il 23 di maggio, 2007

L'attrezzatura impiegata nella prova è stata la Finotto E170 2500 (air-assisted boom-sprayer) di Terratech di San Bartolo di Ravenna, con una larghezza di lavoro di 19 m ed un volume di irrorazione di 300 l/ha. Gli ugelli impiegati sono stati a ventaglio del tipo Teejet XR 8006 e Teejet XR 8008. Relativamente alle tesi da 1 a 4 è stata utilizzata una miscela costituita da 1200 litri di acqua alla quale è stato aggiunto il tracciante Helios SC 500 e 1 litro di Surfattante Netzmittel Leu + Gygax; per le tesi 5 e 6 sono stati impiegati i prodotti di cui sopra, alla stessa concentrazione, ma solo per 300 litri, a cui è stato aggiunto 0,75 litri del prodotto antideriva Gondor a base di lecitina di soia (488 g/l).

Per la misura della deriva sono stati utilizzati dei dischi o scatole Petri in polistirene del diametro di 8,5 cm rappresentando una superficie di 56,7 cm². I dischi Petri sono stati posizionati a livello della canopy del mais (40 cm di altezza) e secondo lo schema riportato in Figura 1.

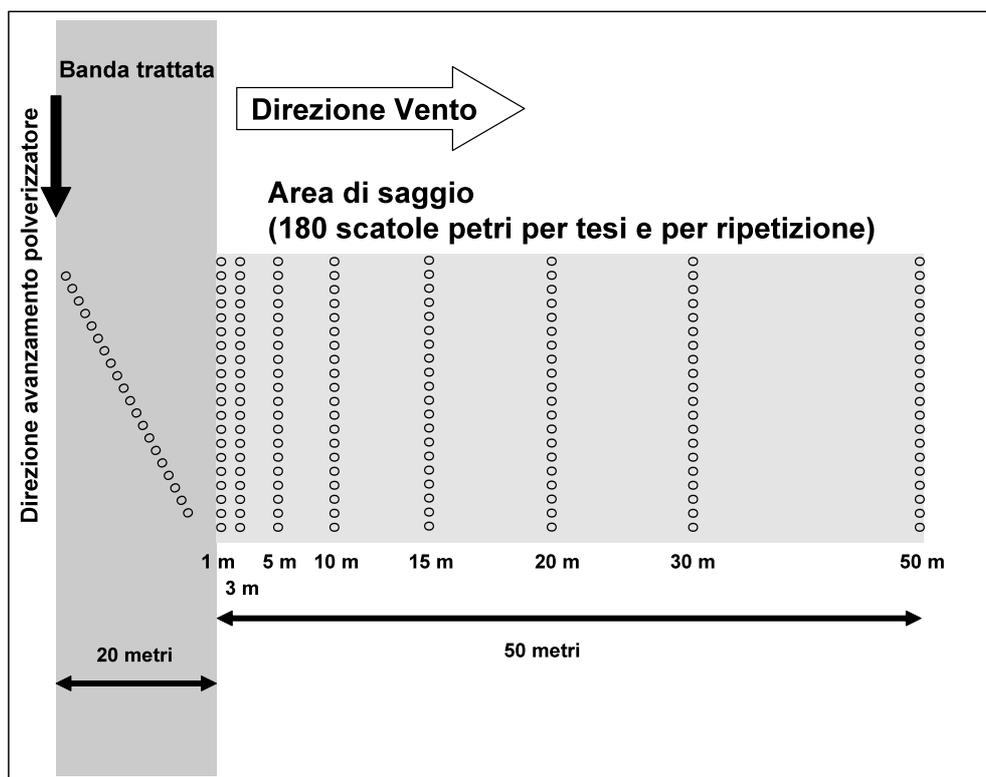


Figura 1. Schema di campo con la disposizione dei dischi Petri.

In Figura 1 è anche schematizzata la direzione di avanzamento dell'attrezzatura e quella del vento, perpendicolare ad essa. Nella stessa sono indicati i 20 dischi Petri posizionati

diagonalmente nell'area trattata direttamente (target area) per intercettare la quantità di miscela irrorata direttamente sulla coltura, e i 160 posizionati a distanze prefissate (1, 3, 5, 10, 15, 20, 30 e 50 m) per misurare l'eventuale deriva. Alla fine di ogni trattamento tutte le scatole Petri sono state raccolte ed opportunamente contrassegnate e sostituite con nuove. Alla fine di ogni ripetizione tutto il materiale è stato raccolto e trasferito al laboratorio di Cà Bosco per le analisi. In laboratorio sono stati aggiunti ad ogni scatola Petri 10 ml di 2-isopropanol e successivamente ognuna è stata sottoposta ad una agitazione per 5 minuti. Successivamente le provette sono state riempite con circa 5 ml di soluzione così ottenuta e con un fluorimetro portatile è stata misurata la concentrazione del tracciante. Mediante la seguente formula è stata calcolata la percentuale di deriva rispetto alla dose teoricamente applicata.

$$\% \text{ dose applicata} = \frac{(\text{lettura } (\mu\text{g/l}) - \text{blank } (\mu\text{g/l})) * \text{factor (1)} * \text{solvente (ml)} * \text{factor (10)}}{\text{concentrazione miscela (g/l)} * \text{superficie collettore (cm}^2\text{)} * \text{volume (l/ha)}}$$

Al fine di misurare puntualmente e costantemente le condizioni meteo, una stazione di rilevamento della condizioni meteo (Data-logger "Almemo MA2690-8KS" e Sensor-unit: "FMA510") è stata posizionata sottovento rispetto all'area trattata, ma comunque alle adiacenze della stessa. Sono stati registrati i seguenti parametri: direzione e velocità del vento, temperatura e umidità relativa per ogni ripetizione (Tabella 2).

Tabella 2. Condizioni meteorologiche dell'esperimento.

| Tesi/ Ripetizione | Data | Ora inizio | Ora fine | Temperatura (°C) | Umidità (%) | Vento (m/s) | Vento Direzione (°) | Vento Dir. Ideale (°) |
|------------------------------|-------------|-----------------------|---------------------|-----------------------------|------------------------|------------------------|------------------------------------|--|
| T1/R1 | 22.05.2007 | 08:20:54 | 08:21:25 | 23,5 | 59,2 | 2,40 | 270 | 270 |
| T1/R2 | 23.05.2007 | 12:19:08 | 12:19:39 | 28,3 | 37,8 | 2,67 | 91 | 90 |
| T1/R3 | 23.05.2007 | 14:35:38 | 14:36:09 | 29,1 | 34,3 | 1,08 | 94 | 90 |
| T2/R1 | 22.05.2007 | 08:40:18 | 08:40:49 | 24,7 | 57,3 | 1,94 | 244 | 270 |
| T2/R2 | 23.05.2007 | 12:38:36 | 12:39:07 | 28,2 | 43,1 | 2,02 | 84 | 90 |
| T2/R3 | 23.05.2007 | 14:23:22 | 14:23:53 | 29,7 | 33,1 | 3,33 | 92 | 90 |
| T3/R1 | 22.05.2007 | 08:58:49 | 08:59:20 | 25,7 | 50,2 | 2,18 | 263 | 270 |
| T3/R2 | 23.05.2007 | 12:51:20 | 12:51:51 | 28,7 | 38,2 | 1,99 | 35 | 90 |
| T3/R3 | 23.05.2007 | 14:46:37 | 14:47:08 | 29,3 | 34,8 | 2,41 | 67 | 90 |
| T4/R1 | 22.05.2007 | 09:15:02 | 09:15:33 | 26,5 | 47,6 | 2,28 | 288 | 270 |
| T4/R2 | 23.05.2007 | 13:05:29 | 13:06:00 | 28,8 | 37,2 | 2,11 | 80 | 90 |
| T4/R3 | 23.05.2007 | 14:57:37 | 14:58:08 | 29,1 | 32,6 | 2,69 | 132 | 90 |
| T5/R1 | 22.05.2007 | 09:33:30 | 09:34:01 | 26,8 | 45,8 | 2,44 | 283 | 270 |
| T5/R2 | 23.05.2007 | 13:19:22 | 13:19:53 | 29,3 | 32,2 | 2,23 | 128 | 90 |
| T5/R3 | 23.05.2007 | 15:14:12 | 15:14:43 | 29,3 | 32,8 | 2,50 | 111 | 90 |
| T6/R1 | 22.05.2007 | 09:49:24 | 09:49:55 | 27,2 | 45,6 | 1,72 | 179 | 270 |
| T6/R2 | 23.05.2007 | 13:33:13 | 13:33:44 | 29,4 | 33,3 | 2,01 | 106 | 90 |
| T6/R3 | 23.05.2007 | 15:24:36 | 15:25:07 | 28,9 | 36,1 | 1,08 | 107 | 90 |

Durante tutte e tre le ripetizioni le condizioni del vento sono state tali da considerare significativo l'esperimento. Infatti sia la velocità del vento, mediamente compresa fra 2 e 3 m/s, che la sua direzione sono risultati quasi sempre ottimali. Unicamente nelle Tesi 3 R2, Tesi 4 R3 e Tesi 5 R2 è stato osservato un certo scostamento fra direzione del vento ideale ed effettiva (Tabella 2).

Il polverizzatore semovente utilizzato per l'esperimento è stato tarato preventivamente e misurata la portata per ogni tipo di ugello. Anche la velocità di avanzamento è stata misurata e cronometrata. Sono anche stati realizzati test preliminari con cartine idrosensibili.

La zona soggetta alla deriva è risultata da ovest verso est nella prima ripetizione e da est verso ovest nelle rimanenti due. Ciò in quanto la direzione del vento nell'area scelta per la sperimentazione, relativamente vicina al mare (8-10 km), di norma varia in modo significativo durante il giorno. In relazione al fatto che durante la notte il terreno tende a raffreddarsi maggiormente, nelle prime ore del mattino il vento ha una prevalente direzione da ovest verso est ovvero verso il mare, mentre a seguito del riscaldamento del terreno nel pomeriggio la direzione del vento si inverte completamente, provenendo prevalentemente dal mare. Per questo motivo sono state predisposte 2 aree di saggio in modo tale da poter essere operativi durante tutte le ore del dì.

Il coadiuvante anti deriva a base di lecitina di soia è stato fornito da una Società italiana. Il prodotto originale è della Loveland Products (USA) ed è considerato un attivatore per le applicazioni con erbicidi fogliari (es. glyphosate, erbicidi di contatto, ecc.) e oltre ad ottimizzare gli effetti degli erbicidi (aumenta la bagnatura, copertura e penetrazione) è in diversi Paesi europei inserito in una classe di prodotti indicati come anti-deriva (drift reducing agent o produits anti dérive). Tale favorevole effetto avviene attraverso: a) una riduzione della tensione superficiale e b) una maggiore uniformità del diametro delle goccioline (riduzione delle gocce inferiori a 100 micron). Il formulato sperimentato (Gondor 500 EC) contiene 488 g/l (50 %) di lecitina di soia e la dose di applicazione è stata di 0.75 l / ha (in 300 l di miscela irrorata per ettaro).

I dati ottenuti dalle analisi di laboratorio e trasformati in valori percentuali di prodotto deposto (% della dose di campo applicata) sono stati elaborati seguendo in sintesi la seguente procedura:

1. elaborazione ad ogni distanza dall'area trattata di un valore medio percentuale di deriva per tutte le applicazioni;
2. calcolo anche del valore al 90° percentile in accordo con i modelli messi a punto da Ganzelmeier e dalla BBA tedesca.
3. elaborazione dei dati (sia medi che in 90° percentile) al fine di costruire i modelli di deriva e analisi statistica dei fattori studiati mediante l'analisi dei valori mediani (Kruskal-Wallis test per $p=0,05$).

Inoltre è stata realizzata la determinazione del modello spaziale dell'area soggetta a deriva, partendo dai punti sperimentali, con Surfer 8.04 (Golden-Software Inc., 2004) utilizzando il gridding method: *Triangulation with linear interpolation*.

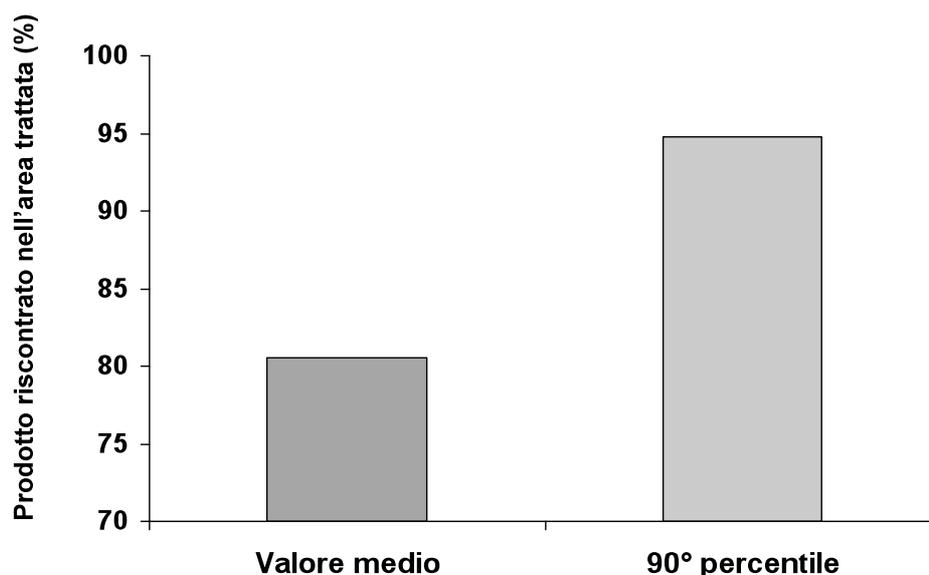


Figura 2. Valori percentuali della dose applicata riscontrati nell'area trattata, utilizzando il valore medio e il valore al 90° percentile.

Risultati e discussione

Dall'analisi di tutte e 18 le applicazioni unicamente una (T1/R1) ha evidenziato valori fuori norma e pertanto è stata considerata un "outlier" e quindi esclusa dal set definitivo di dati utilizzati per l'elaborazione statistica.

Le scatole Petri analizzate nell'area trattata hanno evidenziato che mediamente è stato riscontrato dall'80,5 al 95 % della dose distribuita, rispettivamente se vengono considerati i valori medi o quelli al 90° percentile (Figura 2). In altre parole, in quest'ultimo caso possiamo assumere che unicamente il 5% della miscela trattata non ha raggiunto il bersaglio ma è stata dispersa nell'ambiente.

Dall'analisi dei dati si è potuto evincere come il modello ottenuto sia assolutamente assimilabile a quelli di valutazione della deriva di campo, nei casi più favorevoli, della BBA tedesca (Figura 3). In particolare si è potuto notare che la deriva fra 1 metro e 5 metri è dello stesso ordine di grandezza del modello proposto da Ganzelmeier (1995). Nel nostro caso però, diversamente dal modello tedesco, dopo i 5 metri non sono stati osservati assolutamente fenomeni di deriva. Ciò è spiegato dalla dimensione delle goccioline che, nella prova di Ravenna, è risultata relativamente grande (400-420 μm) e che per tale motivo non sono riuscite ad allontanarsi troppo dal bordo del campo trattato.

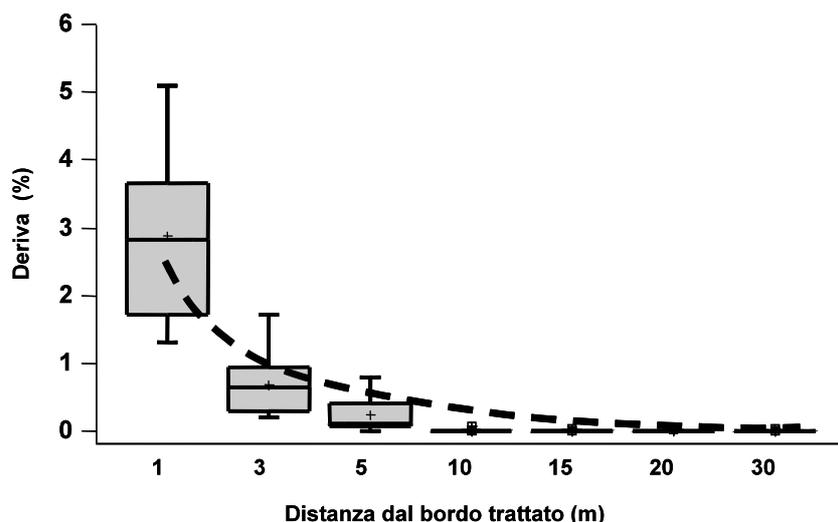


Figura 3. Percentuale di deriva riscontrata alle varie distanze (valori 90° percentile) espressi in box e whiskers plot e modello della deriva secondo BBA (linea tratteggiata). Media di tutte e 17 le ripetizioni.

I dati percentuali di deriva sono stati analizzati secondo un'analisi fattoriale dove i singoli fattori (assistenza con manica d'aria, il tipo di ugelli e l'impiego del coadiuvante anti deriva) sono stati comparati alle varie distanze. Il test statistico di separazione fra le mediane utilizzato è stato il Kruskal-Wallis test.

Il fattore manica d'aria non è risultato significativo per $p=0,05$ a nessuna distanza dal bordo (Figura 4 a sinistra). I risultati della prova hanno però dimostrato che l'impiego della manica d'aria non sembra creare vantaggi nei trattamenti di post-emergenza del mais, per il contenimento della deriva. Tale conclusione appare relativamente in contro tendenza rispetto a quanto riportato generalmente in bibliografia. Ciò ha però una sua spiegazione in quanto l'impiego della manica d'aria è consigliata in particolare per quel tipo di trattamenti dove è necessaria una penetrazione nella canopia vegetale quando questa ha valori significativi, come nei trattamenti contro le malattie dei cereali autunno vernini o ancora nel caso della cercosporiosi della barbabietola da zucchero. Nelle condizioni di questo esperimento lo sviluppo vegetativo del mais era relativamente modesto durante il trattamento e la manica d'aria ha probabilmente aumentato la turbolenza e la formazione di goccioline di diametro più ridotto e pertanto più soggette alla deriva senza che la coltura potesse trattenerla.

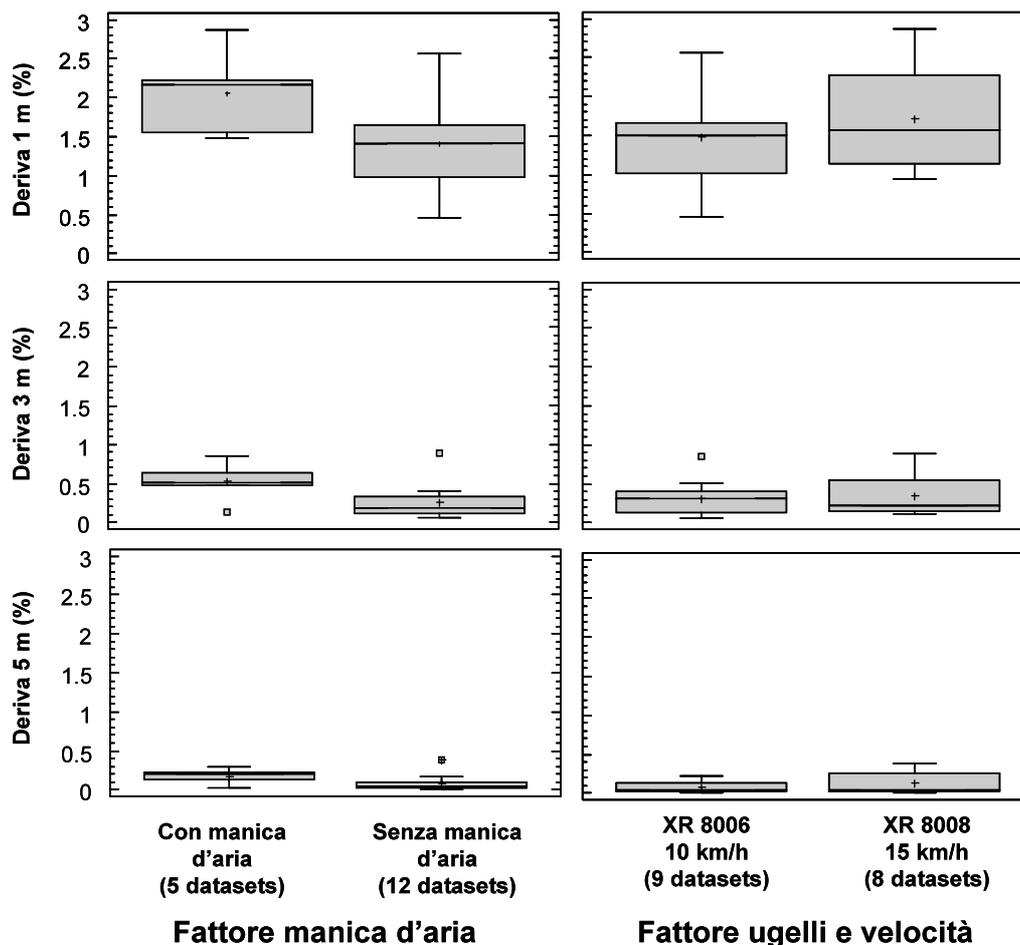


Figura 4. Rappresentazione grafica secondo i box and whisker plot dei fattori manica d'aria (grafici a sinistra) e tipo di ugelli combinati con la velocità di distribuzione (grafici a destra) a 1, 3 e 5 metri dal bordo del trattamento.

L'analisi statistica non ha evidenziato alcuna differenza fra gli ugelli combinata con la velocità di distribuzione. In pratica gli ugelli XR 8008 con la pressione di 4.1 bar alla velocità di 15 km/h hanno evidenziato le stesse performance degli XR 8006 con 3.4 bar alla velocità più ridotta di 10 km/h (Figura 4 a destra).

Infine, relativamente all'effetto dell'additivo a base di lecitina di soia, lo stesso è risultato significativo sia a 3 che 5 metri ($p=0,05$). In particolare a 5 metri la percentuale di deriva è risultata nulla nella tesi con il coadiuvante (Figura 5).

I risultati del metodo gridding, per contro, non sono stati molto evidenti nel discriminare visivamente i differenti fattori. Le quantiche sono risultate molto fitte vicino all'area trattata, successivamente la deriva cala significativamente e in 3-5 m la stessa scompare.

In altre parole con questo tipo di analisi le differenze sono risultate in definitiva poco variabili nel "senso del vento", perché nei primi 3-5 m dei 50 m campionati si esaurisce il fenomeno

deriva. Non è peraltro emersa una variabilità lungo l'asse della corsa del trattore, e questo è valutabile come indice della bontà della sperimentazione.

Conclusioni

In conclusione si può ritenere che il data set della prova è risultato decisamente importante (3240 analisi elementari). I risultati della ricerca possono considerarsi molto favorevoli per quanto attiene alla deriva. Infatti, pur in condizioni di ventosità, che nella pratica avrebbero obbligato gli operatori a sospendere l'esecuzione dei trattamenti, i valori percentuali di miscela riscontrati fuori dall'area trattata sono risultati in generale molto bassi. Ciò è in parte da attribuire all'ottima performance della macchina che ha prodotto goccioline di grandi dimensioni (del diametro di circa 400 μm) più pesanti e pertanto meno trasportabili dal vento. Inoltre il medio-alto volume d'acqua (300 l/ha) ha inciso sicuramente in modo favorevole. L'impiego del coadiuvante a base di lecitina di soia ha ridotto significativamente la deriva di oltre il 30%; pertanto il suo impiego può essere considerato come uno strumento per mitigare il fenomeno della deriva, in particolare a 3 e 5 metri di distanza. L'impiego della manica d'aria ha per contro raddoppiato la percentuale di deriva. Tale valore suggerisce che l'assistenza con manica d'aria ai trattamenti di post-emergenza del mais non rappresenta una misura di mitigazione adottabile. Ciò non toglie che tale accorgimento possa per contro rivelarsi utile per altri tipi di trattamenti.

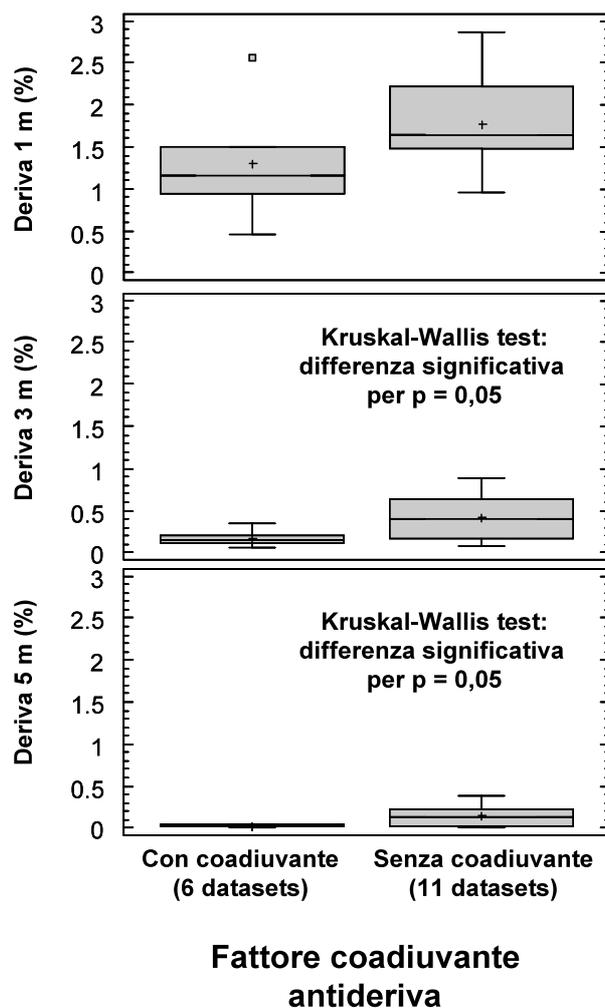


Figura 5. Rappresentazione grafica secondo i box and whisker plot del fattore coadiuvante a 1, 3 e 5 metri dal bordo del trattamento.

In generale questa attività sperimentale ha evidenziato, se ancora fosse stato necessario, che le buone pratiche nel corretto utilizzo degli agrofarmaci possono considerevolmente ridurre il rischio di contaminazione. Obiettivo che probabilmente è facilmente raggiungibile anche con l'adozione di ulteriori semplici ed economici accorgimenti che riguardano la qualità della distribuzione: ad esempio con l'uso di ugelli di fine barra con getto perpendicolare orientato verso il suolo e non verso l'esterno dell'area trattata, od ancora con l'adozione di ugelli specifici anti deriva.

Ringraziamenti

Un ringraziamento particolare va al Dr. Stefan Otto dell'IBAF CNR di Padova, per l'assistenza fornita nella fase di elaborazione secondo il "gridding method" e per il contributo alla discussione dei dati raccolti, ed al Dr. Andrea Ridolfi di Terratec per la disponibilità

dimostrata nel mettere a disposizione l'attrezzatura semovente e soddisfare le esigenze operative dell'esperimento.

Bibliografia

Balsari P, Marucco P, Oggero G (2008). Le buone pratiche agricole per una migliore protezione dell'acqua dalla contaminazione da agrofarmaci. *DEIAFA-meccanica Università di Torino*.

Balsari P, Marucco P, Oggero G (2008). Uso sicuro e sostenibile degli agrofarmaci: le linee guida Topps per la prevenzione dell'inquinamento puntiforme da agrofarmaci. *DEIAFA-meccanica Università di Torino*. ISBN 978-88-88854-27-4

De Schampheleire M, Baetens K, Nuyttens D, Spanoghe P (2008). Spray drift measurements to evaluate the Belgian drift mitigation measures in field crops. *Crop Protection* 27: 577-589.

Ganzelmeier H, Rautmann D, Spangenberg R, Streloke M, Hermann M, Wenzelburger HJ, Walter HF (1995). Studies on the spray drift of plant protection products. Results of a test program carried out throughout the Federal Republic of Germany. Herausgegeben von der Biologischen Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft Berlin-Dahlem; H305. ISBN: 3-8263-3039-2.

Gaskin R E, Manktelow D W L, Steele K D (2006). Adjuvant and application technologies to minimise off-target drift from kiwifruit sprays. *New Zealand Plant Protection* 59: 217-222.

Posters

CARATTERIZZAZIONE DELL'ESPOSIZIONE DERIVANTE DALLA PRESENZA DEI PESTICIDI NELLE ACQUE

PARIS P., DE SANTIS T., ESPOSITO D., GIULIANI R., PACE E., ROMOLI D.

*Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA)-Via Vitaliano Brancati, 48 00144 Roma
E-mail: emanuela.pace@isprambiente.it*

Riassunto

La valutazione degli effetti tossicologici sull'uomo e sull'ambiente dovuti alla presenza di residui di pesticidi nelle acque deve tenere conto di una serie di condizioni che caratterizzano l'esposizione, quali: la stagionalità, con un andamento dei livelli di concentrazione che risente dei periodi di utilizzo agronomico e dei fenomeni meteorologici; la presenza di miscele di sostanze con la possibilità di effetti cumulativi; la presenza di prodotti di degradazione rilevanti dal punto di vista tossicologico.

Parole chiave

Prodotti fitosanitari; Esposizione; Valutazione del rischio; Pesticidi.

Summary

The assessment of toxicological effects on humans and on the environment, due to the presence of pesticides in water, must take into account a number of conditions that characterize the exposure, such as: the seasonality, as the trend in the pesticide concentrations reflects the periods of use for cultivation and the periods of rainfall; the presence of pesticide mixtures, because of the possibility of cumulative effects; and the presence of degradation products of significant toxicity.

Keywords

Pesticides; Exposure; Risk assessment.

Introduzione

Il rapporto annuale dell'ISPRA "Residui di prodotti fitosanitari nelle acque" (ISPRA, 2008) presenta i risultati del monitoraggio nazionale, realizzato sulla base dei dati forniti dalle regioni. Al fine della programmazione dei controlli e della stima degli effetti ambientali, alcuni aspetti della contaminazione devono essere attentamente considerati, anche per le lacune conoscitive presenti: la stagionalità del fenomeno, la presenza di miscele di sostanze e di prodotti di degradazione.

Stagionalità

La concentrazione e il numero dei pesticidi rinvenuti nei corsi d'acqua superficiali è soggetta a un andamento stagionale correlabile ai periodi di utilizzo dei pesticidi e alle precipitazioni meteoriche con il conseguente dilavamento dei terreni. Ogni corso d'acqua ha un suo andamento stagionale tipico, in relazione alle caratteristiche del bacino idrografico di cui fa parte e alle coltivazioni praticate. Ai fini della valutazione dei potenziali effetti acuti si fa solitamente riferimento alla concentrazione di picco, mentre per gli effetti cronici si fa riferimento alla concentrazione mediata su diversi intervalli di tempo a seconda delle diverse specie esposte. La conoscenza degli andamenti stagionali, associata a quella delle varie fasi di sviluppo degli organismi acquatici, può essere utilizzata per la valutazione dei potenziali effetti dei pesticidi. È importante, pertanto, che il monitoraggio sia correlato all'andamento stagionale dei corpi idrici.

La serie di dati dal 2003 al 2006 relativi al fiume Po (Figura 1) mostra con regolarità i picchi della media della concentrazione totale e del numero complessivo dei residui nei campioni nel periodo primaverile ed estivo.

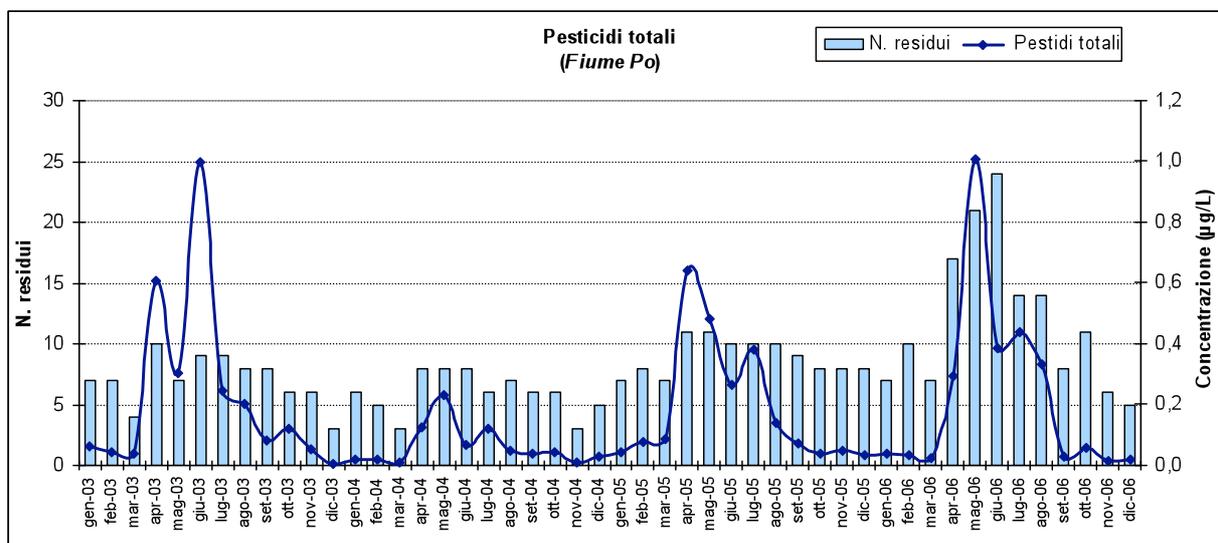


Figura 1. Fiume Po: valore medio della concentrazione totale e numero complessivo di residui di pesticidi nel periodo 2003-2006.

Miscela

Miscela di pesticidi si ritrovano più comunemente nelle acque superficiali rispetto a quelle sotterranee (Figura 2). Il 22% dei campioni delle acque superficiali contiene 2 o più sostanze con una media di 3 sostanze per campione e un massimo di 18; nelle acque sotterranee il 15% dei campioni contiene 2 o più sostanze con una media di 2,3 sostanze per campione e un massimo di 8.

Delle 109 sostanze complessivamente riscontrate nelle acque superficiali, 18 sono presenti in miscele con una frequenza maggiore del 2%; nelle acque sotterranee 11 delle 45 sostanze complessivamente rilevate sono presenti in più del 2% dei campioni (Figura 3).

La comprensione dei potenziali effetti di miscele chimiche sulla salute umana e sull'ambiente è uno dei problemi più complessi a cui devono far fronte ricercatori ed agenzie governative. La valutazione dell'esposizione, infatti, deve tener conto sia delle concentrazioni dei singoli composti, sia delle loro combinazioni, le quali possono essere molteplici, se si considera per esempio che un campione con 5 composti contiene 26 combinazioni diverse. L'analisi di miscele uniche (Squillace *et al.*, 2002) cioè di tutte le possibili combinazioni di sostanze nei campioni è riportata in Tabella 1.

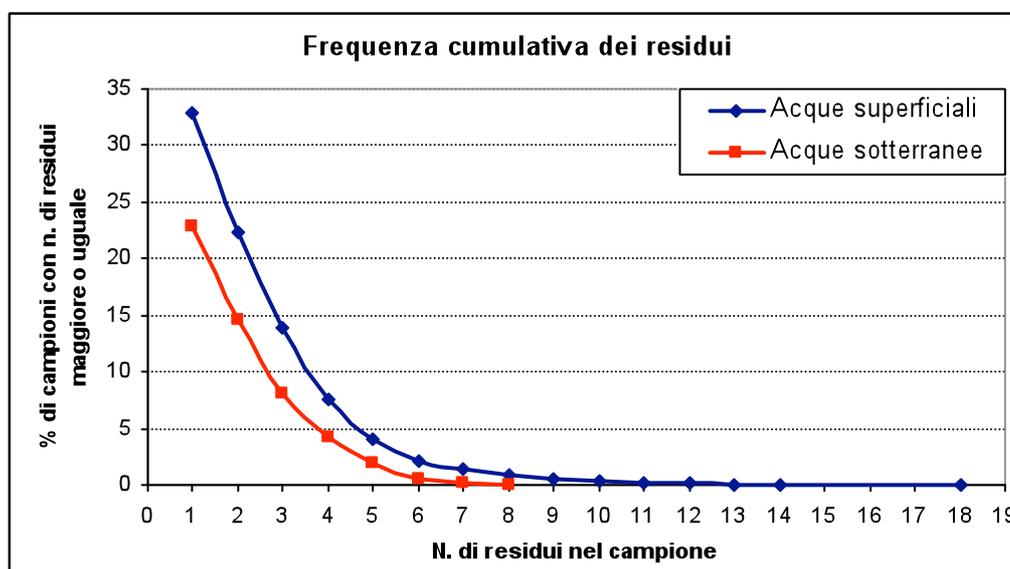


Figura 2. Frequenza di miscele nei campioni, monitoraggio 2006.

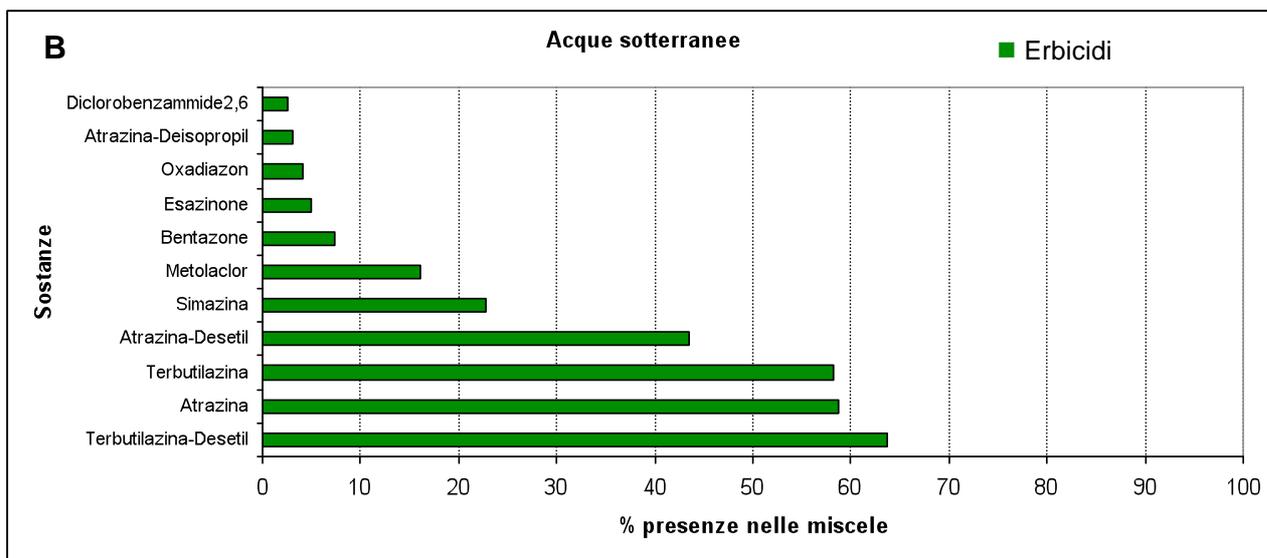
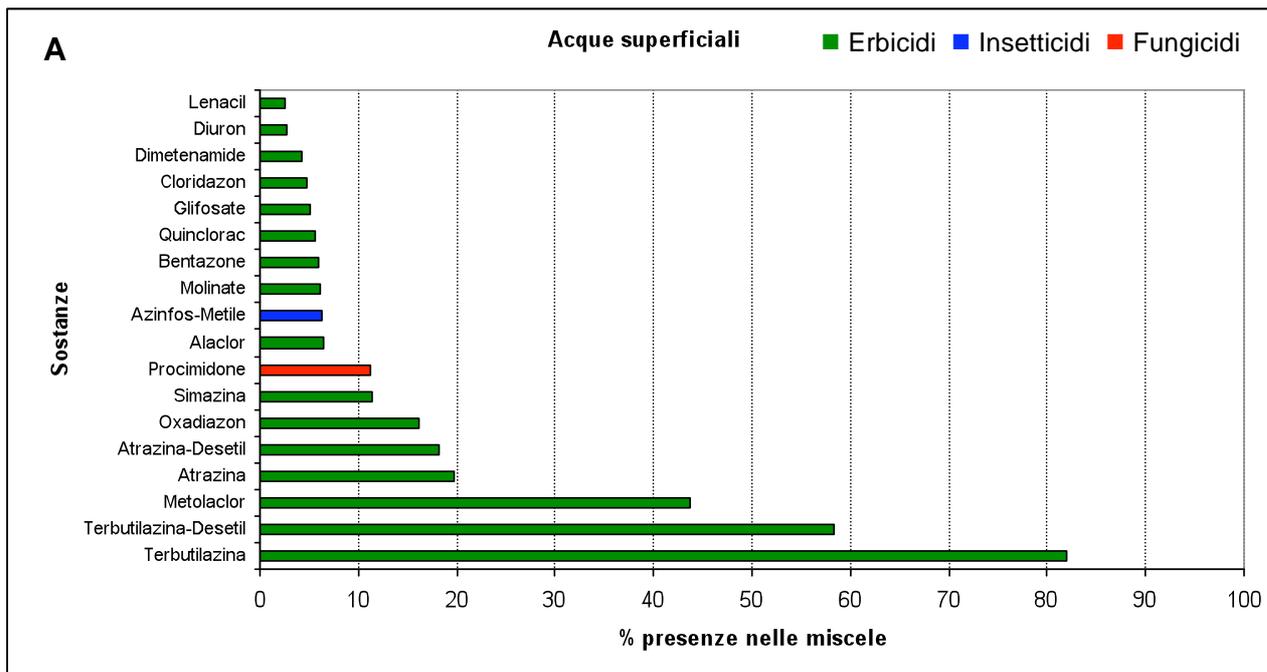


Figura 3. Frequenza di rilevamento dei componenti delle miscele nei campioni A) delle acque superficiali e B) delle acque sotterranee.

Tabella 1. Frequenza di rilevamento delle miscele uniche nelle acque superficiali e sotterranee.

| MISCELE | frequenza di rilevamento | |
|---|--------------------------|-------------------|
| | acque superficiali | acque sotterranee |
| 2 sostanze | | |
| Terbutilazina Terbutilazina-Desetil | 52,8 | 43,9 |
| Metolaclor Terbutilazina | 42,6 | 14,1 |
| Metolaclor Terbutilazina-Desetil | 28,0 | 10,1 |
| Atrazina Terbutilazina | 16,3 | 30,6 |
| Atrazina-Desetil Terbutilazina-Desetil | 15,8 | 33,0 |
| Atrazina Terbutilazina-Desetil | 12,5 | 37,4 |
| Atrazina Atrazina-Desetil | 7,7 | 36,2 |
| Atrazina Simazina | 4,7 | 18,5 |
| 3 sostanze | | |
| Metolaclor Terbutilazina Terbutilazina-Desetil | 27,6 | 9,4 |
| Atrazina-Desetil Terbutilazina Terbutilazina-Desetil | 12,7 | 16,2 |
| Atrazina Terbutilazina Terbutilazina-Desetil | 10,8 | 22,7 |
| Atrazina Atrazina-Desetil Terbutilazina-Desetil | 6,9 | 27,3 |
| Atrazina Atrazina-Desetil Terbutilazina | 6,6 | 15,4 |
| Atrazina Simazina Terbutilazina | 4,1 | 11,5 |
| Atrazina Simazina Terbutilazina-Desetil | 3,2 | 12,0 |
| Atrazina Atrazina-Desetil Simazina | 1,7 | 10,2 |
| 4 sostanze | | |
| Atrazina-Desetil Metolaclor Terbutilazina Terbutilazina-Desetil | 6,6 | 3,6 |
| Metolaclor Oxadiazon Terbutilazina Terbutilazina-Desetil | 6,4 | 0,6 |
| Atrazina Atrazina-Desetil Terbutilazina Terbutilazina-Desetil | 6,2 | 14,4 |
| Atrazina Metolaclor Terbutilazina Terbutilazina-Desetil | 5,8 | 5,8 |
| Atrazina Simazina Terbutilazina Terbutilazina-Desetil | 3,1 | 8,8 |
| Atrazina Atrazina-Desetil Simazina Terbutilazina | 1,7 | 6,3 |
| Atrazina-Desetil Simazina Terbutilazina-Desetil Terbutilazina | 0,5 | 6,1 |
| Atrazina Atrazina-Desetil Simazina Terbutilazina-Desetil | 0,4 | 8,7 |
| 5 sostanze | | |
| Atrazina Atrazina-Desetil Metolaclor Terbutilazina Terbutilazina-Desetil | 3,2 | 3,0 |
| Atrazina Metolaclor Oxadiazon Terbutilazina Terbutilazina-Desetil | 2,6 | 0,3 |
| Metolaclor Molinate Oxadiazon Terbutilazina Terbutilazina-Desetil | 2,3 | 0,0 |
| Metolaclor Oxadiazon Procimidone Terbutilazina Terbutilazina-Desetil | 2,3 | 0,0 |
| Atrazina Metolaclor Simazina Terbutilazina Terbutilazina-Desetil | 2,2 | 2,0 |
| Azinfos-Metile Metolaclor Procimidone Terbutilazina Terbutilazina-Desetil | 1,9 | 0,0 |
| Alaclor Atrazina Metolaclor Terbutilazina Terbutilazina-Desetil | 1,8 | 0,1 |
| Atrazina Atrazina-Desetil Simazina Terbutilazina Terbutilazina-Desetil | 1,5 | 5,9 |

La stima del rischio inoltre risente dell'inadeguatezza dei dati di tossicità disponibili, i quali riguardano generalmente gli effetti prodotti dai singoli fitofarmaci. Sono a tutt'oggi carenti i dati di tossicità riferiti alla combinazione di più sostanze, le quali, per le loro proprietà chimiche intrinseche e per il loro meccanismo di azione biologica, possono influenzare in modo additivo, sinergico o antagonistico la tossicità di un campione.

Metaboliti

I metaboliti derivano dai processi di degradazione ambientale dei fitofarmaci mediati essenzialmente, ma non esclusivamente, dai sistemi enzimatici endo ed esocellulari dei microorganismi (idrolisi, idrossilazione, riduzione, coniugazione) e da processi di degradazione abiotica (idrolisi, ossidazione, riduzione, fotolisi e termolisi, formazione di dimeri e polimeri) (Bottoni, 2004). In generale, le reazioni di degradazione portano alla detossificazione dei fitofarmaci, ma possono anche portare alla formazione, programmata o accidentale, di metaboliti dotati di proprietà tossicologiche rilevanti rispetto a quelle dei composti parentali.

Nonostante i dati di monitoraggio rivelino un progressivo aumento negli anni del numero di metaboliti di sostanze attive ricercati, è ancora critica la mancanza, nei programmi regionali di monitoraggio, di un criterio di selezione basato non soltanto su priorità sanitarie e ambientali, ma anche sull'uso intensivo delle sostanze parentali, in particolare laddove si coniuga con situazioni di vulnerabilità del territorio e delle falde soggiacenti.

Tra i metaboliti più rinvenuti dell'indagine 2006 ci sono la Terbutilazina-desetil, l'Atrazina-deisopropil e l'Atrazina-desetil e la 2,6-Diclorobenzamide.

Bibliografia

ISPRA (2008). Residui di prodotti fitosanitari nelle acque. *Rapporto Annuale: dati 2006*. www.apat.gov.it. ISBN 978-88-448-0373-5.

Squillace PJ, Scott JC, Moran MJ, Nolan BT, Kolpin DV (2002). VOCs, pesticides, nitrate and their mixtures in groundwater used for drinking water in the United States. *Environmental Science and Technology* 36 (9): 1923-1930.

Bottoni P (2004). *Problematiche relative ai prodotti fitosanitari e loro metaboliti nelle acque*. Rapporti ISTISAN 04/35 ISSN 1123-3117. Istituto Superiore di Sanità. 130 pp.

CAUSE E MODALITÀ DI CONTAMINAZIONE DEI RESIDUI DI PRODOTTI FITOSANITARI NELLE ACQUE SOTTERRANEE

PARIS P., DE SANTIS T., ESPOSITO D., GIULIANI R., PACE E., ROMOLI D.

*Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA)-Via Vitaliano Brancati, 48 00144 Roma
E-mail: danial.esposito@apat.it*

Riassunto

Il documento presenta un'analisi delle cause e modalità della contaminazione delle acque sotterranee sul territorio italiano, utilizzando i dati di monitoraggio delle acque relativi al triennio 2003-2005 presentati nei rapporti annuali APAT (ora ISPRA) per il Piano Nazionale di Controllo. In particolare si propone l'approccio che si basa sul rapporto di concentrazione metabolita/parentale calcolato per la sostanza più frequentemente rilevata insieme al suo metabolita (in questo caso la Terbutilazina). La finalità è quella di dare un contributo conoscitivo al tema della rilevanza dell'inquinamento da sorgenti puntiformi derivanti da sversamenti e da pratiche non corrette nell'uso dei prodotti fitosanitari.

Parole chiave

Prodotti fitosanitari; Acque sotterranee; Contaminazione; Puntiforme; Diffusa.

Summary

The paper presents an analysis of the causes and types of groundwater contamination on the Italian territory, utilizing data from water monitoring for the period 2003-2005 reported in annual reports by APAT (now ISPRA) for the National Control Plan. In particular it is proposed the approach based on the ratio of metabolite/parental concentration, calculated for the substance most commonly found together with its metabolite (in this case Terbutilazina). The aim is to contribute to knowledge on the importance of pollution from point sources resulting from spills and incorrect practices in the use of plant protection products.

Keywords

Pesticides; Groundwater; Contamination; Point source; Diffuse source.

Introduzione

In condizioni normali, l'utilizzo di prodotti fitosanitari in agricoltura comporta un inquinamento di tipo diffuso, che interessa grandi superfici con carichi generalmente ridotti. In questi casi le sostanze hanno il tempo di subire una serie di reazioni chimico-fisiche e microbiologiche, incrementando la probabilità di rilevare nelle acque sotterranee i prodotti di degradazione (o metaboliti) piuttosto che i composti parentali. Nei casi di contaminazione

puntiforme (sversamenti, utilizzo non corretto, inadeguate condizioni di conservazione dei prodotti), invece, ci si aspetta che la sostanza percoli più rapidamente, senza sufficiente attenuazione da parte dei processi di degradazione, e arrivi in falda a concentrazioni più elevate. È oggetto di discussione, con opinioni discordanti, quale possa essere il peso di quest'ultima modalità nel complesso della contaminazione derivante dalle pratiche agronomiche.

Alcuni ricercatori hanno proposto di utilizzare il rapporto tra le concentrazioni dei metaboliti e dei parentali per discriminare i due tipi di contaminazione. Tale rapporto, infatti, è funzione del tempo necessario per raggiungere la falda e risente dei diversi meccanismi di degradazione che subisce la sostanza. In corrispondenza di una sorgente puntiforme nota, si rileva generalmente un basso valore del rapporto ($<0,1$), che indica una scarsa interazione col suolo, mentre valori alti (>1) indicano che la sostanza ha avuto il tempo di subire una maggiore degradazione (condizione tipica di contaminazione diffusa).

Un'analisi di questo tipo è stata effettuata sui dati di monitoraggio del Piano Nazionale di Controllo relativo al triennio 2003-2005. Nell'applicazione del criterio, (che in letteratura risulta verificato sperimentalmente in siti ben caratterizzati e con sorgenti di contaminazione note), vanno tenuti in considerazione i limiti dovuti ad un monitoraggio non sempre ben mirato nello spazio e nel tempo e all'estrema complessità e varietà delle condizioni idrogeologiche dei siti sul territorio nazionale (ad esempio in Piemonte il monitoraggio ha riguardato sia la falda superficiale, sia quella profonda, in Emilia Romagna invece sono state monitorate essenzialmente le acque profonde).

Fra gli erbicidi maggiormente rilevati nelle acque sotterranee nel corso delle indagini del piano, la terbutilazina (TER) è quella che più si presta a questa analisi, considerata anche l'elevata frequenza di rilevamento del suo metabolita desetil-terbutilazina (DET), ritenuto il principale prodotto di trasformazione rilevabile in acqua.

Risultati e discussione dell'analisi

Durante il triennio di indagine sono stati determinati i rapporti DET/TER su 380 campioni prelevati da 245 stazioni a livello nazionale. I dati indicano che la grande maggioranza dei campioni (88,2%) ha un rapporto $DET/TER \geq 1$ (probabile contaminazione diffusa) e un solo campione ha un rapporto $DET/TER \leq 0,1$ (probabile contaminazione puntiforme). Per l'11,8% dei campioni, con un rapporto intermedio ($0,1 < DET/TER < 1$), non è possibile

definire in maniera chiara la tipologia di contaminazione. Il dato è certamente rappresentativo della situazione riscontrata nelle acque sotterranee, pur non potendo estrapolare il risultato al totale dei campioni analizzati nel triennio.

Nell'arco dei tre anni si può esaminare l'andamento nel tempo in quelle stazioni di monitoraggio che hanno evidenziato situazioni critiche o comunque significative. Il caso di probabile contaminazione puntiforme è quello della stazione di Castelnuovo Narzole (Piemonte), infatti ad aprile 2005 il rapporto DET/TER nel campione è risultato essere 0,07. Nel campione di ottobre, invece, il rapporto è circa 2,4, cioè nella norma della condizione di contaminazione diffusa, che conferma l'ipotesi di uno sversamento ad aprile. Nella stazione di Codroipo (Friuli) (Figura 1) siamo, certamente, di fronte ad un caso di contaminazione diffusa. Nel triennio, infatti, la concentrazione del metabolita DET è sempre notevolmente superiore a quella del parentale TER.

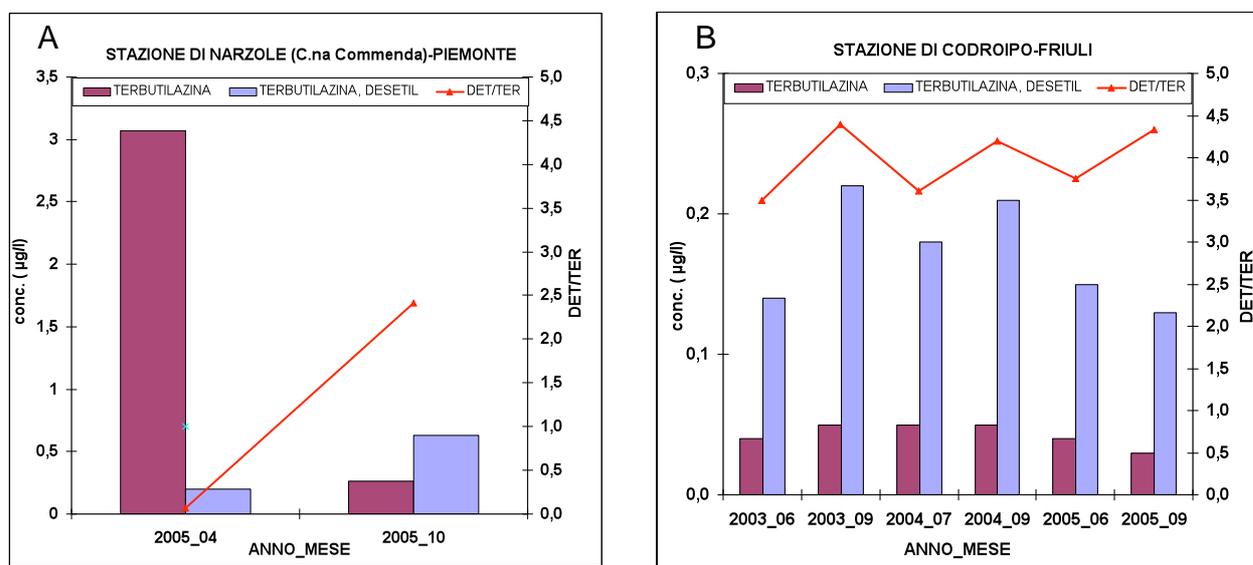


Figura 1. Concentrazioni di terbutilazina e del metabolita desetil-terbutilazina e valori del rapporto DET/TER in due stazioni di monitoraggio: A) Narzole (C.na Commenda)-Piemonte; B) Stazione di Codroipo-Friuli.

Oltre al rapporto metabolita/parentale, vari studi propongono altri parametri di riferimento utili alla comprensione della tipologia di contaminazione. Ad esempio, è noto che nei formulati, in associazione alla terbutilazina, si usa spesso il metolaclor (MET) e l'alaclor (ALA), che hanno un tempo di degradazione notevolmente inferiore alla TER (rispettivamente circa 42 e 7 giorni). La loro presenza nelle acque sotterranee è quindi già da considerare indice di una contaminazione importante e potenzialmente puntiforme. Dalle tabelle successive (Tabella 1, 2 e 3) infatti, si può notare che nelle stazioni di monitoraggio in cui il rapporto DET/TER è basso (condizione associabile a contaminazione puntiforme) si

sono sempre rilevati alti valori di concentrazione per il MET. D'altra parte, nei casi in cui il rapporto DET/TER è alto, la concentrazione di MET risulta al di sotto del limite di rivelabilità (LR), indicando una probabile attenuazione del suolo. L'alaclor è stato rilevato in pochissimi casi e a concentrazioni molto basse, prestandosi poco a questo tipo indagine.

Tabella 1. Stazione di Narzole (C.na Commenda)-Piemonte.

| Data (anno_mese) | Conc. totale | n. residui | TER (µg/L) | DET (µg/L) | DET/TER | MET (µg/L) | ALA (µg/L) |
|---------------------|-----------------|------------|---------------|---------------|-------------|---------------|---------------|
| 2003_05 | 0 | 0 | <LR | <LR | / | <LR | <LR |
| 2003_10 | 0 | 0 | <LR | <LR | / | <LR | <LR |
| <u>2005_04</u> | <u>31,77</u> | <u>6</u> | <u>3,07</u> | <u>0,20</u> | <u>0,07</u> | <u>28,34</u> | <u>0,02</u> |
| 2005_10 | 0,91 | 3 | 0,26 | 0,63 | 2,42 | 0,02 | <LR |

Tabella 2. Stazione di Codroipo-Friuli.

| Data (anno_mese) | Conc. totale | n. residui | TER (µg/L) | DET (µg/L) | DET/TER | MET (µg/L) | ALA (µg/L) |
|---------------------|-----------------|------------|---------------|---------------|---------|---------------|---------------|
| 2003_06 | 0,29 | 4 | 0,04 | 0,14 | 3,50 | <LR | <LR |
| 2003_09 | 0,41 | 4 | 0,05 | 0,22 | 4,40 | <LR | <LR |
| 2004_07 | 0,37 | 5 | 0,05 | 0,18 | 3,60 | <LR | <LR |
| 2004_09 | 0,38 | 5 | 0,05 | 0,21 | 4,20 | <LR | <LR |
| 2005_06 | 0,30 | 5 | 0,04 | 0,15 | 3,75 | <LR | <LR |
| 2005_09 | 0,25 | 5 | 0,03 | 0,13 | 4,33 | <LR | <LR |

Nella già citata stazione di Narzole (Piemonte), tutti i dati a disposizione (Tabella 1) suggeriscono una condizione di contaminazione dovuta probabilmente a sversamento diretto. Anche senza informazioni dettagliate sul sito di monitoraggio, il campionamento di aprile 2005 (indicato in Tabella 1 dai valori sottolineati) evidenzia una chiara relazione tra la concentrazione totale di pesticidi particolarmente elevata (dovuta in particolare al metolacolor) e il valore di DET/TER, risultato il più basso rispetto a tutti i campionamenti nazionali.

Le informazioni sulla concentrazione totale di pesticidi e sulla contaminazione di alcune sostanze quali il metolacolor, può inoltre essere d'aiuto nell'analisi delle stazioni che risultano avere un rapporto intermedio DET/TER (compreso tra 0,1 e 1). La Figura 2 e la Tabella 3 evidenziano che nella Stazione di Castelnuovo Bormida in Piemonte, ad esempio, in due campioni si rilevano situazioni critiche, indicate sia da un'elevata concentrazione di pesticidi totali (in particolare metolacolor), sia da un rapporto basso di DET/TER (poco superiore a 0,1).

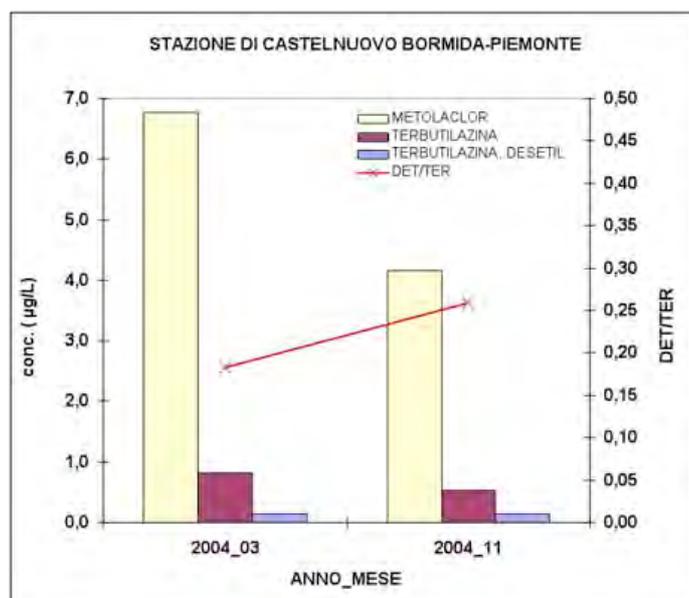


Figura 2. Concentrazioni di metolaclor, terbutilazina, del metabolita desetil-terbutilazina e del rapporto DET/TER nella stazione di Castelnuovo Bormida-Piemonte.

Tabella 3. Stazione di Castelnuovo Bormida-Piemonte.

| Data Anno_mese | Conc totale | n. residui | TER (µg/L) | DET (µg/L) | DET/TER | MET (µg/L) | ALA (µg/L) |
|-------------------|----------------|------------|---------------|---------------|---------|---------------|---------------|
| 2003_03 | / | 0 | <LR | / | / | <LR | <LR |
| 2003_09 | 0,09 | 1 | <LR | / | / | 0,09 | <LR |
| 2004_03 | 7,74 | 3 | 0,82 | 0,15 | 0,18 | 6,77 | <LR |
| 2004_11 | 4,97 | 6 | 0,54 | 0,14 | 0,26 | 4,15 | 0,03 |
| 2005_03 | / | 0 | <LR | <LR | / | <LR | <LR |
| 2005_09 | / | 0 | <LR | <LR | / | <LR | <LR |

Conclusioni

L'approccio proposto in letteratura applicato ai dati del monitoraggio nazionale delle acque del triennio 2003-2005 porta a concludere che la grande maggioranza dei campioni delle acque sotterranee è molto probabilmente soggetta ad una contaminazione diffusa, mentre rari e ben identificabili risultano i casi correlati a probabile contaminazione puntiforme. Inoltre per una parte dei campioni analizzati, non è stato possibile definire in maniera chiara la tipologia di contaminazione tramite l'analisi del rapporto di concentrazione metabolita/parentale. Il dato è certamente rappresentativo della situazione riscontrata nelle acque sotterranee, pur non potendo estrapolare il risultato alla totalità dei campioni analizzati nel triennio.

I dati presentati possono rispondere all'esigenza di avere strumenti per un'indagine preliminare, individuando le diverse situazioni critiche presenti sul territorio nazionale. Per migliorare la comprensione delle modalità della contaminazione è necessario proseguire le azioni di monitoraggio e approfondire lo studio dei casi critici rilevati, raccogliendo ulteriori informazioni sulle caratteristiche dei siti e svolgendo analisi specifiche.

Bibliografia

Adams CD, Thurman EM (1991). Formation and Transport of Deethylatrazine in the soil and vadose Zone. *J. Environ. Qual.* 20: 540-547.

APAT (2007) Piano Nazionale di controllo degli effetti ambientali dei prodotti fitosanitari-Residui di prodotti fitosanitari nelle acque. *Rapporto annuale 2005*.

Battaglin W A, Thurman EM, Kalkhoff SJ and Stephen Porter D (2003). Herbicides and transformation products in surface waters of the midwestern united states. *Journal of the American Water Resources Association* 39: 743-756.

Douset S, Mouvet C, Schiavon M (1997). Degradation of [14C] terbuthylazine and [14C] atrazine in laboratory soil microcosmos. *Pest. Sci* 49: 9-16.

Funari E, Barbieri L, Bottoni P, Del Carlo G, Forti S, Giuliano G, Marinelli A, Santini C, Zavatti A (1998). *Chemosphere* 36: 1759-1773.

Goolsby DA, Thurman EM, Pomes ML, Meyer MT, Battaglin WA (1997). Herbicides and their metabolites in rainfall e origin, transport, and deposition patterns across the Midwestern and North-eastern United States. *Environmental Science and Technology* 31: 1325e1333.

Guzzella L, Pozzoni F and Giuliano G (2006). Herbicide contamination of surficial groundwater in Northern Italy . *Environ. pollut.* 142: 344-353.

Guzzella L, Rullo S, Pozzoni F, and Giuliano G (2003). Vadose Zone Process and Chemical Transport- Studies on Mobility and Degradation Pathways of terbuthylazine using Lysimeters on a Field scale. *J. Environ. Qual.* 32: 1089-1098.

Meyer MT, Thurman EM, Goolsby DA (2001). Differentiating Nonpoint Sources of Deisopropylatrazine in Surface Water Using Discrimination Diagrams. *J. Environ. Qual.* 30: 1836-1843.

Trevisan et al. (1991). L'uso di indici per preveder la contaminazione delle acque. *Acqua & Aria* 9: 863-874.

INDICAZIONI PER LA SCELTA DELLE SOSTANZE PRIORITARIE PER IL MONITORAGGIO DEI RESIDUI DI PRODOTTI FITOSANITARI NELLE ACQUE

PARIS P., DE SANTIS T., ESPOSITO D., GIULIANI R., PACE E., ROMOLI D.

*Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA)-Via Vitaliano Brancati, 48 00144 Roma
E-mail: debora.romoli@apat..it*

Riassunto

Il presente documento si propone di fornire le informazioni utili per la scelta delle sostanze prioritarie da monitorare nelle acque. Tali informazioni riguardano i dati di vendita dei prodotti fitosanitari, le sostanze attive revocate nel processo di revisione europeo, le sostanze rilevanti individuate dalla normativa comunitaria e nazionale di protezione delle acque, i dati di monitoraggio disponibili e le indicazioni di priorità ottenuti con l'utilizzo di criteri e di indici di previsione dell'esposizione per le acque superficiali e sotterranee.

Parole chiave

Prodotti fitosanitari; Sostanze prioritarie; Acque; Monitoraggio; Criteri.

Summary

The scope of this paper is to illustrate useful information to choose priority substances in water monitoring. The information are related to: sale of plant protection products, active substances not authorised for use in European revision process, important substances identified in the European Union and national regulations of water protection, monitoring data and the priority indication obtained applying the criteria and exposure prevision index for surface water and groundwater.

Keywords

Pesticides; Priority substances; Surface water; Groundwater; Monitoring; Criteria.

Introduzione

Nell'ambito del "Piano per il controllo e la valutazione di eventuali effetti derivanti dall'utilizzazione dei prodotti fitosanitari sui comparti ambientali vulnerabili" ("piani triennali" di sorveglianza sanitaria e ambientale - Decreto Legislativo 194/1995, Accordo Stato-Regioni 8 maggio 2003), l'Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e per i Servizi Tecnici (APAT), ora ISPRA, che ha svolto il compito di coordinamento delle indagini, è stata chiamata a dare indirizzi alle Regioni su temi specifici, come la scelta delle sostanze

prioritarie dal punto di vista del rischio di contaminazione delle acque superficiali e sotterranee.

Il presente documento fa seguito ad altri documenti di indirizzo prodotti dall'Istituto a partire dal 2003 e si propone di fornire un quadro aggiornato delle informazioni utili per la scelta delle sostanze da monitorare nelle acque. Tali informazioni riguardano i dati di vendita, le sostanze revocate nel processo di revisione europeo, le sostanze rilevanti individuate dalla normativa comunitaria e nazionale, i dati di monitoraggio disponibili e le indicazioni di priorità ottenuti con l'utilizzo di criteri e di indici di previsione dell'esposizione per le acque superficiali e sotterranee. La Tabella 1, sulla base delle statistiche di vendita nazionali nel periodo 2004-2006, permette un confronto delle diverse informazioni sopra indicate per le sostanze più vendute. L'applicazione dei criteri di scelta forniti a livello regionale, rende necessario il confronto con le statistiche di vendita di ciascuna regione.

Criteri per l'individuazione di sostanze prioritarie

L'individuazione delle sostanze prioritarie deve prendere in esame tutti gli aspetti che concorrono a determinare il rischio, per l'uomo e per l'ambiente, che le sostanze pericolose contenute nei prodotti fitosanitari possono rappresentare. In particolare la scelta deve tenere conto dei seguenti criteri:

- consumo di prodotti fitosanitari;
- proprietà chemiodinamiche delle sostanze che determinano il potenziale di contaminazione delle acque;
- presenza nei corpi idrici, sulla base dei dati di monitoraggio;
- proprietà tossicologiche ed ecotossicologiche.

Vendite di prodotti fitosanitari

Quale indicatore della pressione ambientale e quindi della possibilità di contaminazione diffusa, la conoscenza dei consumi di prodotti fitosanitari è il punto di partenza indispensabile per l'individuazione delle sostanze prioritarie. In assenza di un sistema di rilevazione dei consumi effettivi di prodotti fitosanitari, si può far ricorso ai dati di vendita. La fonte dei dati di vendita utilizzati è il Sistema Informativo Agricolo Nazionale (SIAN) del Ministero delle Politiche Agricole e Forestali. I dati di vendita, riferiti al periodo 2004-2006, sono stati elaborati dal Gruppo di lavoro APAT/ARPA/APPA "Fitofarmaci" per tenere conto del peso effettivo dei principi attivi contenuti nei formulati commerciali. Sulla base delle vendite

medie nazionali, espresse in tonnellate/anno, sono state individuate 331 sostanze che rappresentano circa il 99% dei consumi complessivi di prodotti fitosanitari. Sono state escluse le sostanze vendute al di sotto di 50 kg/anno.

Sostanze revocate

Sono le sostanze revocate nel processo di revisione europea, previsto dalla Direttiva n. 91/414/CEE relativa all'immissione in commercio dei prodotti fitosanitari, e non iscritte nell'Allegato I della Direttiva stessa. Il processo di revisione, recentemente conclusosi, ha portato all'uscita dal mercato di circa 750 sostanze delle circa 1000 presenti all'inizio della revisione. La fine dell'utilizzo agricolo di una sostanza è un elemento che va considerato nella pianificazione del monitoraggio. L'informazione, tuttavia, va valutata in relazione ai dati di monitoraggio pregressi che possono indicare la persistenza ambientale di una sostanza anche a distanza di anni dalla sospensione dell'uso.

Sostanze individuate dalla normativa di protezione delle acque

L'individuazione delle sostanze prioritarie deve tener conto della loro pericolosità intrinseca e dei possibili effetti sull'ambiente e sull'uomo, in particolare sugli organismi ed ecosistemi acquatici che possono essere direttamente esposti all'azione delle sostanze presenti nelle acque. Nella scelta delle sostanze è necessario tenere conto di quelle individuate dalla Direttiva 2008/105/CE, che istituisce standard di qualità ambientale per le sostanze prioritarie e per alcuni altri inquinanti come previsto dall'articolo 16 della Direttiva 2000/60/CE, e dalle tabelle 1/A e 1/B dell'Allegato 1 alla parte terza dal decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152 "Norme in materia ambientale". Si sottolinea che il decreto è in fase di revisione e che tali tabelle verranno modificate sia per le sostanze contenute che per i valori degli standard di qualità ambientale.

Nella Tabella 1 le sostanze indicate con le lettere P e PP sono rispettivamente quelle individuate come prioritarie e pericolose prioritarie ai sensi dell'Allegato II alla Direttiva 2008/105/CE e con la lettera X sono segnalate le sostanze elencate nel decreto legislativo 152/06.

Dati di monitoraggio

La presenza di residui e i livelli di concentrazione riscontrati nelle acque è un'indicazione fondamentale da considerare nella scelta delle sostanze prioritarie. Sono stati utilizzati i

risultati del monitoraggio ufficiale condotto da APAT dal 2003 al 2006 nell'ambito del piano nazionale di controllo degli effetti ambientali. Nelle Tabella 1, per ogni sostanza è riportata la presenza o meno nelle acque con l'indicazione del numero di campioni analizzati e la frequenza di ritrovamento (% trovato/cercato). Per evitare di conteggiare presenze sporadiche, le frequenze di ritrovamento sono indicate solo per sostanze con oltre 10 campioni positivi.

Proprietà chemiodinamiche delle sostanze

La capacità delle sostanze di raggiungere e contaminare le acque è funzione delle quantità utilizzate, delle proprietà chimico-fisiche che determinano il destino ambientale e delle caratteristiche idrogeologiche del territorio in cui vengono utilizzate.

Per il tipo di problema che si sta affrontando, che implica l'esame e la comparazione di un largo spettro di sostanze, si ritiene sufficiente utilizzare indici basati su pochi parametri, che consentono di prevedere le tendenze generali riguardo la distribuzione ambientale delle sostanze e, in particolare, la loro possibile presenza nelle acque. L'indice di esposizione EURAM proposto nell'ambito della procedura COMMPS, utilizzata nel contesto della Direttiva 2000/60/CE per l'individuazione delle sostanze prioritarie per l'ambiente acquatico, permette di stilare una graduatoria qualitativa in relazione al potenziale che hanno le sostanze di contaminare le acque superficiali.

L'indice tiene conto delle quantità immesse nell'ambiente, della distribuzione ambientale e della persistenza. I risultati dell'applicazione dell'indice sono stati poi normalizzati in un intervallo compreso tra 0 e 10.

Le sostanze potenziali contaminanti delle acque sotterranee sono state individuate utilizzando la metodologia del Department of Pesticide Regulation (DPR) della California Environmental Protection Agency. Tale metodologia si basa sulla definizione di valori soglia per alcuni parametri chimico-fisici che controllano la capacità delle sostanze di raggiungere e contaminare le acque sotterranee e che il DPR aggiorna periodicamente in base alla valutazione dei dati di monitoraggio. I parametri considerati sono: la solubilità in acqua e il coefficiente di partizione per il carbonio organico, rappresentativi della mobilità delle sostanze; il tempo di dimezzamento per idrolisi, quello per il metabolismo aerobico e quello per il metabolismo anaerobico nel suolo, rappresentativi della persistenza ambientale. Per definire una sostanza quale potenziale contaminante, almeno un parametro di mobilità e un parametro di persistenza devono superare contemporaneamente i valori soglia stabiliti.

Tabella 1. Criteri per l'individuazione delle sostanze prioritarie.

| Sostanza | Vendite (t/anno) | Revocata | Normativa acque | Dati di monitoraggio | | Priorità acque superficiali ¹ | Priorità acque sotterranee ² |
|--------------------|---------------------|----------|--------------------|------------------------|-------------------------|--|---|
| | | | | Campioni Analizzati | Campioni con residui | | |
| Mancozeb | 3271 | | | - | - | 9,32 | NO |
| Olio minerale | 2005 | | | - | - | NA ³ | NA |
| Glifosate | 1647 | | | 848 | 17,2 | 9,47 | SI |
| 1,3-dicloropropene | 1279 | SI | X | - | - | 7,87 | NO |
| n-decanolo | 968 | | | - | - | 10,00 | SI |
| Ziram | 787 | | | - | - | 8,96 | NA |
| Metam-sodium | 754 | | | - | - | 9,19 | NO |
| Fosetil alluminio | 686 | | | - | - | 8,94 | NO |
| S-metolaclor | 555 | | | - | - | 9,59 | SI |
| Tiram | 524 | | | - | - | 7,72 | NA |
| Terbutilazina | 505 | SI | | 32516 | 21,0 | 9,53 | SI |
| Propanil | 495 | SI | X | 10252 | 0,8 | 8,87 | NO |
| Metiram | 332 | | | - | - | 6,68 | SI |
| Folpet | 275 | | | 400 | - | 8,39 | NA |
| Dazomet | 257 | SI | | - | - | 8,75 | SI |
| Clorpirifos | 221 | | P | 17797 | 0,3 | 8,07 | NO |
| Metamitron | 210 | | | 2316 | 1,6 | 9,32 | NA |
| Azinfos-metile | 197 | SI | X | 6581 | 3,1 | 8,87 | SI |
| Pendimetalin | 168 | | | 20640 | 0,3 | 8,07 | NO |
| Dimetomorf | 157 | | | | | 8,65 | SI |

1: Indice di esposizione EURAM normalizzato

2: Metodologia California Environmental Protection Agency

3: NA non applicabile per assenza di dati

Bibliografia

APAT (2004). Informazioni tecniche per la scelta delle sostanze prioritarie. *APAT/RIS/TEC/1-03*.

Paris P, Caputo A, De Santis T, Esposito D (2006). Indicazioni per la scelta delle sostanze prioritarie in ambito regionale. *APAT/RIS/TEC/2-06*

APAT (2004). Piano per il controllo e la valutazione di eventuali effetti derivanti dall'utilizzazione dei prodotti fitosanitari sui comparti ambientali vulnerabili. *Rapporto 2003*.

APAT (2006). Piano per il controllo e la valutazione di eventuali effetti derivanti dall'utilizzazione dei prodotti fitosanitari sui comparti ambientali vulnerabili. *Rapporto 2004*.

APAT (2007). Piano per il controllo e la valutazione di eventuali effetti derivanti dall'utilizzazione dei prodotti fitosanitari sui comparti ambientali vulnerabili. *Rapporto 2005*.

APAT (2008). Piano per il controllo e la valutazione di eventuali effetti derivanti dall'utilizzazione dei prodotti fitosanitari sui comparti ambientali vulnerabili. *Rapporto 2006*.

Wilkerson M R, Kim K D (1986). The Pesticide Contamination Prevention Act: Setting Specific Numerical Values. EH86/02.

California Environmental Protection Agency–Department of Pesticide Regulation (2008) 2007 Status Report Pesticide Contamination Prevention Act. EH07-04.

European Commission (1999). Study on the prioritisation of substances dangerous to the aquatic environment. Revised Proposal for a List of Priority Substances in the Context of the Water Framework Directive (COMMPS Procedure), Final Report.

Appendice

Workshop GEMMA

20 maggio 2009

IL D.LGS 152/06 È SUFFICIENTE PER UNA CORRETTA IDENTIFICAZIONE DELLE AREE VULNERABILI AGLI AGROFARMACI?

FINIZIO A.¹, CALLIERA M.², AZIMONTI G.³

- 1. Dipartimento di Scienze dell'Ambiente e del Territorio - Università degli Studi di Milano Bicocca*
2. Istituto di Chimica Agraria ed Ambientale, Facoltà di Agraria, Università Cattolica del Sacro Cuore
3. Centro Internazionale per gli Antiparassitari e la Prevenzione Sanitaria (ICPS), Ospedale Luigi Sacco Azienda Ospedaliera - Polo Universitario
E-mail: antonio.finizio@unimib.it

Riassunto

Il D.Lgs 152/06 ha stabilito un quadro di riferimento importante per le azioni di tutela, protezione e miglioramento dello stato di qualità delle acque. In particolare, per quanto riguarda la potenziale contaminazione dei corpi idrici da inquinanti di origine agricola (nitrati e agrofarmaci), negli Allegati 7/A e 7/B sono stabiliti i criteri per la definizione delle aree vulnerabili a questi inquinanti. Il presente lavoro vuole essere un momento di riflessione sull'effettiva capacità di indirizzo del D.Lgs 152/06 per una corretta identificazione delle aree vulnerabili, anche alla luce delle recenti evoluzioni della ricerca scientifica nel campo della valutazione del rischio ambientale dei presidi fitosanitari.

Parole chiave

Aree vulnerabili; Agrofarmaci; Acque superficiali; Acque sotterranee.

Summary

Is the Legislative Decree 152/06 suitable for a correct identification of areas vulnerable to pesticides?

In Italy, the Legislative Decree 152/06 has established a frame of reference for the environmental protection and improvement of the quality status of water bodies (both surface and groundwaters). Particularly, regarding their potential contamination from agricultural sources (nitrates and pesticides) in the Annexes 7/A and 7/B criteria for the definition of vulnerable areas to these pollutants are defined. In this context, present work aims to be food for thoughts on the effective capability of the D.Lgs 152/06 to address in a proper way the identification of vulnerable areas, also in the light of recent developments in scientific research in the field of environmental risk assessment of plant protection products.

Keywords

Vulnerable areas; Pesticides ; Surface water; Groundwater.

Introduzione

La salvaguardia delle risorse idriche dal degrado quali/quantitativo derivante da attività antropiche è diventata una delle priorità delle politiche ambientali in ambito UE. Basti pensare, ad esempio, alla direttiva UE 2000/60/CE del 23 ottobre 2000 (WFD: Water Framework Directive) e per restare in ambito nazionale, al Decreto Legislativo 3 aprile 2006, n. 152 "Norme in materia ambientale" (G.U. n. 88 del 14 aprile 2006). Queste normative stabiliscono un quadro di riferimento per sviluppare delle azioni di conservazione, protezione e miglioramento della qualità delle acque in quanto risorsa limitata e vulnerabile. In particolare, per quanto riguarda la loro tutela dall'inquinamento, l'articolo 73 del già citato D.Lgs. 152/06 fissa una serie di obiettivi da perseguire tra cui la prevenzione e riduzione dell'inquinamento, il risanamento dei corpi idrici inquinati (sia superficiali che di falda), il mantenimento della capacità naturale di autodepurazione dei corpi idrici, nonché la capacità di sostenere comunità animali e vegetali ampie e ben diversificate. Questi obiettivi possono essere realizzati, ad esempio, attraverso l'individuazione di obiettivi di qualità ambientale e di misure per la prevenzione e la riduzione dell'inquinamento nelle zone vulnerabili e nelle aree sensibili. Per la contaminazione delle acque da inquinanti di origine agricola, negli Allegati 7/A e 7/B del sopra citato decreto, sono previsti i criteri per la definizione di aree vulnerabili ai nitrati e agli agrofarmaci. Per questi ultimi, un'area è considerata vulnerabile quando l'utilizzo al suo interno di queste sostanze pone in condizioni di rischio le risorse idriche e altri comparti ambientali rilevanti (es. aree naturali protette). Su queste basi, il Ministro della sanità, su documentata richiesta delle regioni o delle province autonome, può disporre limitazioni o esclusioni di impiego, anche temporanee, di determinati agrofarmaci in aree specifiche del territorio. In questo contesto il presente lavoro, nato nell'ambito delle attività del gruppo GEMMA (Gruppo Esperti Misure di Mitigazione Agroambientale) (www.gemmagrofarmaci.it) e partendo da un'analisi approfondita sui valori e limiti del D.Lgs 152/06, mira a proporre degli spunti di riflessione sull'effettiva funzionalità del decreto rispetto alla corretta identificazione delle aree vulnerabili; inoltre, viene proposto uno schema concettuale integrativo che considera le recenti evoluzioni della ricerca scientifica nel campo della valutazione del rischio ambientale dei presidi fitosanitari.

Analisi del D.Lgs 152/06 in relazione all'identificazione delle aree vulnerabili agli agrofarmaci

Come accennato precedentemente, il D.Lgs 152/06 stabilisce nell'Allegato 7/B i criteri da seguire per l'individuazione delle zone vulnerabili agli agrofarmaci. Molto brevemente, essi prevedono un'indagine preliminare di riconoscimento (prima individuazione) e successivamente una seconda indagine di maggior dettaglio (seconda individuazione).

La prima indagine (scala 1:250.000) è riferita a inquinanti generici e non considera le caratteristiche chemiodinamiche delle sostanze. Per una corretta identificazione delle zone vulnerabili si deve adottare un'indagine come quella utilizzata per i nitrati (metodo SINTACS per la vulnerabilità intrinseca degli acquiferi) (Civita e De Maio, 1997). È da precisare che l'obiettivo della prima individuazione non è la rappresentazione sistematica delle caratteristiche di vulnerabilità degli acquiferi, ma l'individuazione di aree dove le situazioni pericolose per le acque sotterranee sono evidenti. Essa, infatti, deve comunque comprendere le aree dove le attività di monitoraggio abbiano già evidenziato situazioni di compromissione dei corpi idrici sotterranei sulla base degli standard delle acque destinate al consumo umano (0,1 µg/l per singolo p.a.; 0,5 µg/l totale). Per l'individuazione di prodotti da limitare o escludere l'Allegato suggerisce genericamente l'uso di *parametri, indici, modelli e sistemi di classificazione che consentano di raggruppare i prodotti fitosanitari in base al loro potenziale di percolazione*. La seconda individuazione (scala 1:50.000-1:100.000) serve per l'individuazione della vulnerabilità specifica degli acquiferi, ovvero si considerano anche la capacità di attenuazione del suolo e le caratteristiche chemiodinamiche degli agrofarmaci.

Un'analisi approfondita del D.Lgs 152/06 permette di evidenziarne valori e limiti; un aspetto sicuramente positivo del decreto è la chiarezza nell'identificare gli standard di qualità quale punto di riferimento per stabilire se un corpo idrico risulta vulnerato. A tal proposito, per le acque sotterranee viene fissato uno standard di riferimento pari a 0,1 µg/l (0,5 µg/l per il totale); viceversa, per le acque superficiali lo standard di qualità è posto pari ad un valore di concentrazione che non produce alcun effetto rilevante sulla struttura e la funzionalità degli ecosistemi acquatici (PNEC: *Predicted No Effect Concentration*). Un altro aspetto positivo è relativo alla chiarezza nella definizione dei ruoli dei diversi attori coinvolti. Gli enti territoriali predispongono i programmi di controllo per il rispetto delle limitazioni o esclusioni d'uso degli agrofarmaci e forniscono al Ministero dell'Ambiente e all'APAT (oggi ISPRA) le cartografie delle aree vulnerabili. L'APAT e le ARPA forniscono supporto tecnico-scientifico e promuovono attività di ricerca. Il Ministero dell'Ambiente provvede ad aggiornare i criteri

per l'individuazione delle aree vulnerabili e ad avere un ruolo di indirizzo programmatico nel definire linee guida di riferimento.

L'analisi del decreto evidenzia, però anche alcuni limiti. Ad esempio, dalla definizione di aree vulnerabili è evidente che la normativa si riferisce al complesso delle risorse idriche; tuttavia, i criteri per la definizione delle aree vulnerabili sono stabiliti solo per le acque sotterranee. Di fatto si può concludere che ad oggi non esistano delle linee guida per le acque superficiali. Inoltre, l'Allegato 7/B del decreto presenta alcuni punti poco chiari o di difficile interpretazione. L'approccio metodologico (prima individuazione) fa riferimento a quanto stabilito per l'identificazione delle aree vulnerabili ai nitrati, il quale, tuttavia, sembra mirato esclusivamente all'identificazione della vulnerabilità intrinseca, indipendentemente dalla tipologia dell'inquinante. Questo sembra essere in contraddizione con l'obiettivo enunciato dallo stesso decreto di *individuazione delle porzioni di territorio dove le situazioni pericolose per le acque sotterranee sono particolarmente evidenti*. Il suggerire in maniera generica l'utilizzo di *parametri, indici, modelli e sistemi di classificazione che consentano di raggruppare i prodotti fitosanitari in base al loro potenziale di percolazione*, o l'obbligo di includere tra le zone vulnerabili quelle *aree per le quali le attività di monitoraggio hanno già evidenziato situazioni di compromissione dei corpi idrici sotterranei* non risolve il problema. Infatti, l'identificazione di sostanze o gruppi di sostanze potenzialmente percolanti non necessariamente implica la vulnerazione della falda e i dati di monitoraggio, in un contesto di pianificazione territoriale come quello dell'identificazione delle aree vulnerabili, presentano delle problematiche:

- la misura di una concentrazione ambientale offre un'immagine istantanea, che nulla dice sui processi che l'hanno determinata, essendo il risultato di complessi fenomeni di distribuzione nel tempo e nello spazio. Appare problematico individuare aree vulnerabili a partire da dati di monitoraggio considerando la variabilità spazio-temporale;
- è difficile definire se i composti più frequentemente ritrovati siano realmente quelli più comunemente presenti nell'ambiente o se sono quelli più frequentemente ricercati a causa di altre ragioni (es. difficoltà analitiche);
- il riportare una sostanza come *not detected* pone delle problematiche in quanto può assumere un significato differente in funzione della sostanza analizzata e anche nella gestione statistica del dato (es. calcolo dei percentili di contaminazione);

- è ormai da più parti riconosciuto che, oltre alle tradizionali vie di contaminazione di origine diffusa, vi siano anche contaminazioni di tipo puntiforme derivanti da usi non agricoli (es. diserbo ferrovie) e/o cattive pratiche di gestione.

Anche nella individuazione della vulnerabilità specifica, dove è prevista l'integrazione delle caratteristiche chemiodinamiche degli agrofarmaci con le caratteristiche specifiche del territorio, il decreto risulta poco chiaro. Ad esempio, risulta poco comprensibile e in qualche modo contraddittorio indicare l'uso di indici di percolazione potenziale come il GUS per valutare eventuali limitazioni o esclusioni di impiego. Del resto, successivamente, nella parte BIII dello stesso Allegato si fa esplicito riferimento all'uso di modelli di simulazione *PRZM2* e *PESTLA* (quest'ultimo non è più utilizzato in ambito scientifico).

Proposta di un modello concettuale per una corretta identificazione delle aree vulnerabili ai prodotti fitosanitari

L'introduzione della WFD (recepita in Italia con il D.Lgs 152/06) ha segnato una svolta nella politica della UE verso l'istituzione di un quadro organico e integrato per la valutazione, il controllo e la gestione di tutte le acque superficiali e sotterranee in base al loro stato ecologico e chimico. Con l'adozione di questa Direttiva, la politica comunitaria per le acque se da un lato consolida ulteriormente il principio di precauzione e dell'uso sostenibile delle risorse idriche, dall'altro opera un'integrazione di tutte le normative relative alla loro tutela. In questa ottica, anche i principi enunciati nella Direttiva 91/414/CEE e nella Strategia Tematica sull'Uso Sostenibile dei prodotti fitosanitari dovrebbero essere tradotti in obiettivi per la totalità delle risorse idriche ed essere attuati a livello di bacini idrografici. In altre parole, sarebbe auspicabile che l'attuazione in Italia del D.Lgs 152/06 fosse in linea con quanto già previsto a livello UE sugli agrofarmaci e che le iniziative specifiche previste dal D.Lgs 152/06 su queste sostanze (es. identificazione delle aree vulnerabili) fossero coerenti e correlate ad altre iniziative sviluppate nell'ambito della Direttiva 91/414/CEE e della Strategia Tematica.

Nel paragrafo precedente, sono stati evidenziati alcuni limiti dell'Allegato 7/B. Accanto a questi bisogna considerare che negli ultimi anni (in particolare a partire dal 2000) sono stati fatti notevoli passi avanti dal punto di vista scientifico nell'analisi e nella gestione del rischio di queste sostanze. Tuttavia, nel D.Lgs 152/06 questi progressi non sono stati tenuti in alcuna considerazione. Infatti non è riportata alcuna modifica dell'Allegato 7/B rispetto a quello del vecchio D.Lgs 152/1999. Su queste basi potrebbe essere opportuno un intervento di

integrazione e modifica dell'Allegato. In questo modo si potrebbero definire delle linee guida condivise a livello regionale per una più appropriata identificazione delle aree vulnerabili. In quest'ottica, qui di seguito si propone un modello concettuale (Figura 1) ed alcuni spunti di riflessione che potrebbero risultare utili nell'ottica di sviluppare delle linee guida più adeguate in materia di zone vulnerabili sia per le acque superficiali che sotterranee. Non si tratta di proposte innovative ma semplicemente sono richiamati alcuni concetti derivanti dall'esperienza maturata in progetti scientifici a livello UE sulla gestione del rischio da prodotti fitosanitari per le acque. In ogni caso viene sottolineata l'esigenza di sviluppare dei sistemi di supporto alle decisioni (DSS) che integrino in ambiente GIS differenti modelli previsionali per il calcolo dell'esposizione nelle acque superficiali o nelle acque di falda, nonché le informazioni derivanti da campagne di monitoraggio ambientale.

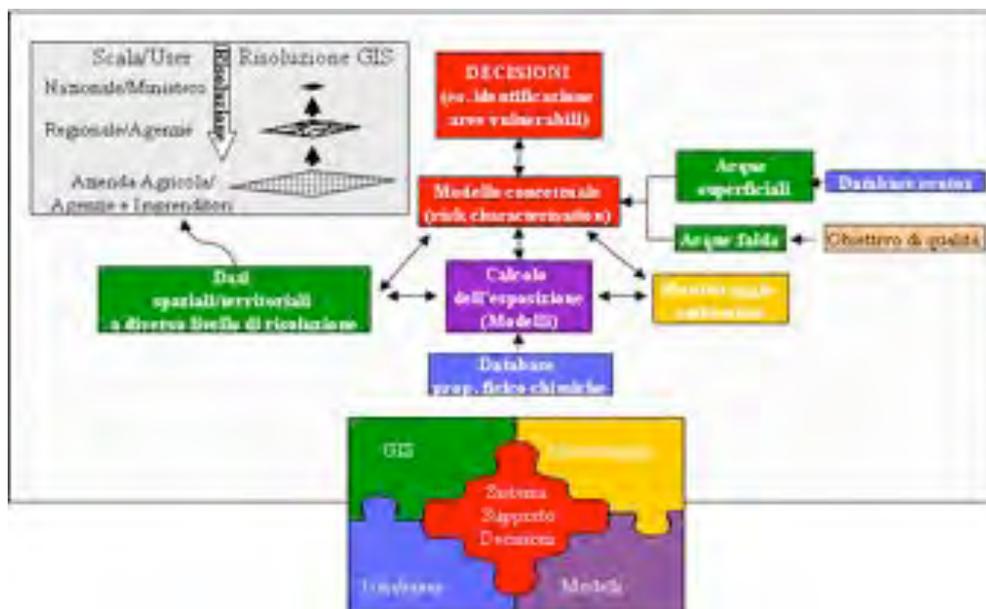


Figura 1. Modello concettuale per lo sviluppo di un Sistema di Supporto alle Decisioni (SSD) utilizzabile per l'identificazione di aree vulnerabili agli agrofarmaci (acque superficiali e profonde).

Lo sviluppo di un DSS del tipo di quello proposto in figura potrebbe addirittura rendere inutile la distinzione tra le fasi di identificazione della vulnerabilità intrinseca e specifica in quanto si avrebbe a disposizione uno strumento che risponde direttamente alle seguenti domande: nelle attuali condizioni d'uso la sostanza è compatibile con il territorio nel quale viene utilizzata? Nel caso di una incompatibilità quali sono le cause e come è possibile rimuoverle (eliminazione, misure di mitigazione)?

Un DSS potrebbe offrire anche la possibilità di prevedere i potenziali risultati conseguibili attraverso azioni di riduzione del rischio. Inoltre, potrebbe porre le basi per affrontare il problema della presenza di miscele di prodotti fitosanitari nelle acque superficiali. Infine, si potrebbe ridurre la conflittualità tra i diversi “*stakeholders*” in quanto ridurrebbe i margini di soggettività spesso alla base di disaccordi tra produttori ed amministrazioni.

Un DSS dovrebbe essere sviluppato tenendo in considerazione:

- ***Il modello concettuale***: inteso come lo sviluppo di una connessione tra la presenza (esposizione) di un particolare agente stressante (*stressor*) e gli effetti sugli endpoint selezionati (es. organismi non bersaglio) e la successiva estrapolazione a livello superiore (ecosistema acquatico). Si tratta della fase di caratterizzazione del rischio prevista nelle procedure tradizionali di risk assessment. Nella Direttiva 91/414/CEE e nel D.Lgs 152/06 gli *endpoint* selezionati per le acque superficiali sono differenti rispetto a quelli selezionati per le acque di falda. Nel primo caso l’obiettivo è la salvaguardia della struttura e funzionalità degli ecosistemi acquatici, nel secondo si tratta di salvaguardare la risorsa ai fini di usi umani (potabilità). Per questo motivo, nel caso di acque superficiali un sistema di supporto alle decisioni dovrebbe prevedere la disponibilità di un database relativo alle proprietà ecotossicologiche sugli organismi acquatici dei presidi fitosanitari, in modo da avere a disposizione almeno i dati di tossicità sui tre livelli rappresentativi della catena trofica (alga, *Daphnia*, pesci) o meglio ancora un set sufficiente di dati per il calcolo della SSD (*Species Sensitivity Distribution*) secondo un approccio di tipo probabilistico. Sulla base dei risultati ottenuti nella fase di caratterizzazione del rischio l’utente potrà prendere le più opportune decisioni.

- ***Dati spaziali/territoriali***: la descrizione dell’ambiente potrà essere fatta a diversa risoluzione in funzione degli obiettivi (es. scala di bacino, regionale, ecc.). Nello sviluppo dei vari tematismi GIS bisognerebbe considerare sia gli aspetti legati alle caratteristiche fisiche dell’ambiente (es. idrografia, pedologia, meteorologia, ecc.) che quelli legati alla distribuzione territoriale delle colture e, di conseguenza, all’uso dei presidi fitosanitari utilizzati per la loro protezione.

- ***Calcolo dell’esposizione***: negli ultimi anni sono stati sviluppati numerosi modelli previsionali per il calcolo dell’esposizione sia per le acque di falda che per quelle superficiali. Non sembra questa la sede più appropriata per discutere sulle caratteristiche tecniche dei diversi modelli né tanto meno se essi debbano essere integrati o meno in ambiente GIS. Per questo si rimanda ad una eventuale fase successiva nel caso in cui si decidesse di sviluppare delle linee guida su questo argomento.

- **Monitoraggio ambientale:** il ruolo del monitoraggio ambientale risulta strategico nell'implementazione di un sistema di supporto alle decisioni. Esso, infatti, può essere di fondamentale importanza sia nella fase iniziale di sviluppo del sistema che nella fase di applicazione. Infatti, il monitoraggio può essere utilissimo nella fase di validazione in campo dei modelli selezionati per valutarne le capacità previsionali nonché nel controllo. Una difformità tra le previsioni modellistiche e quelle realmente ritrovate può suonare come campanello d'allarme e richiamare l'attenzione del decisore verso l'identificazione delle cause (usi impropri, calcoli modellistici errati, ecc.) e verso scelte più mirate.

Bibliografia

Civita M, De Maio M (1997). SINTACS – Un sistema parametrico per la valutazione e la cartografia della vulnerabilità degli acquiferi all'inquinamento. Metodologia e automatizzazione. *Quaderni di Tecniche di Protezione Ambientale*, n. 60. Bologna, Pitagora Editrice. 208 pp.

INDICE DEGLI AUTORI

| | | | |
|-------------------|-------------------|---------------------|-------------------|
| ANDERAU V. | 177 | MARUCCO P. | 87 |
| AZIMONTI G. | 7, 213 | MASIN R. | 55 |
| BALSARI P. | 87 | MAZZINI F. | 37 |
| BENUZZI M. | 129 | MERIGGI P. | 105, 177 |
| BOSI S. | 129 | MILAN M. | 55 |
| BUSI S. | 129 | ORSINI R. | 45 |
| CALLIERA M. | 213 | OTTO S. | 55 |
| CAMPAGNA G. | 105 | PACE E. | 17, 193, 199, 205 |
| CATIZONE P. | 129 | PANNACCI E. | 161 |
| COVARELLI G. | 161 | PARIS P. | 17, 193, 199, 205 |
| DE SANTIS T. | 17, 193, 199, 205 | RAPPARINI G. | 105, 143 |
| DINELLI G. | 129 | ROMAGNOLI S. | 143 |
| ESPOSITO D. | 17, 193, 199, 205 | ROMOLI D. | 193, 199, 205 |
| FERRERO A. | 55 | ROSSI R. | 37 |
| FINIZIO A. | 7, 213 | SANTILOCCHI R. | 45 |
| GEMINIANI E. | 143 | VIDOTTO F. | 55 |
| GIULIANI R. | 17, 193, 199, 205 | WOHLHAUSER R. | 177 |
| MARCHETTI C. | 177 | ZAGHI C. | 1 |
| MAROTTI I. | 129 | ZANIN G. | 55 |