



ISPRA

Istituto Superiore per la Protezione
e la Ricerca Ambientale

Sostenibilità ambientale dell'uso dei pesticidi

Il bacino del fiume Po



RAPPORTI



ISPRA

Istituto Superiore per la Protezione
e la Ricerca Ambientale

Sostenibilità ambientale dell'uso dei pesticidi

Il bacino del fiume Po

Informazioni legali

l'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA), le Agenzie Regionali per la Protezione dell'Ambiente (ARPA), le Agenzie Provinciali per la Protezione dell'Ambiente (APPA) e le persone che agiscono per loro conto non sono responsabili per l'uso che può essere fatto delle informazioni contenute in questo rapporto.

ISPRA - Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale
Via Vitaliano Brancati, 48 – 00144 Roma
www.isprambiente.gov.it

ISPRA, Rapporti 256/17
ISBN 978-88-448-0808-2

Riproduzione autorizzata citando la fonte

Elaborazione grafica

Grafica di copertina: Franco Iozzoli
foto di Paolo Orlandi, Franco Iozzoli
ISPRA - Servizio comunicazione

Coordinamento editoriale

Daria Mazzella
ISPRA – Settore Editoria

Febbraio 2017

Il rapporto è stato predisposto dall'ISPRA sulla base delle informazioni trasmesse da Regioni e Province autonome, che attraverso le Agenzie regionali e provinciali per la protezione dell'ambiente effettuano le indagini sul territorio e le analisi di laboratorio. Si ringraziano vivamente quanti, singoli esperti o organismi e istituzioni, hanno reso possibile la sua realizzazione.

La realizzazione del rapporto è curata dal Settore Sostanze Pericolose, del Servizio Rischio Tecnologico, del Dipartimento Nucleare Rischio Tecnologico e Industriale dell'ISPRA

AUTORI

IMPOSTAZIONE, CONTENUTI, COORDINAMENTO, STESURA FINALE DEL RAPPORTO

Pietro Paris, responsabile del Settore Sostanze Pericolose

Dania Esposito ha coadiuvato il responsabile del Settore nelle varie attività

ELABORAZIONE DATI

Gianluca Maschio, Daniela Parisi Presicce, Stefano Ursino

CONTRIBUTI

Lucia Citro, Gianluca Maschio, Emanuela Pace, Debora Romoli, Stefano Ursino

INDICE

ACRONIMI.....	4
1. INTRODUZIONE	5
2. QUADRO NORMATIVO DI RIFERIMENTO.....	7
3. BACINO DEL PO	9
4. INQUINAMENTO DA PESTICIDI NEL BACINO DEL PO.....	12
5. EVOLUZIONE DELLA CONTAMINAZIONE - SOSTANZE DI RIFERIMENTO	18
ATRAZINA.....	18
SIMAZINA	23
ALACLOR.....	24
6. CONCLUSIONI	26
RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI E SITI DI CONSULTAZIONE.....	28

ACRONIMI

CAS Chemical Abstracts Service Registry Numbers
CE Commissione Europea; in inglese EC
CLH Harmonised classification and labelling
CLP Classification, labelling and packaging
CMR Carcinogenic, mutagenic and reprotoxic
DQA Direttiva Quadro Acque (Direttiva 2000/60/CE); in inglese WFD
ECHA European Chemicals Agency
ED Endocrine Disrupter; in italiano IE
EQS Environmental Quality Standards; in italiano SQA
EU European Union
LC Livelli di contaminazione
LQ limite di quantificazione
NOEC No Observed Effect Concentration; in italiano dose di non effetto
PAN Piano di Azione Nazionale
PBT/vPvB Persistent, bioaccumulative and toxic/very Persistent, very bioaccumulative
RAC Risk Assessment Committee; in italiano Comitato per la valutazione dei rischi dell'ECHA
SAU superficie agricola utilizzata
SCCS Scientific Committee on Consumer Safety
SCENIHR Scientific Committee on Emerging and Newly Identified Health Risks
SCHER Scientific Committee on Health and Environmental Risks
SQA Standard di Qualità Ambientale; in inglese EQS
SVHC Substance of very high concern; in italiano sostanze estremamente preoccupanti

1. INTRODUZIONE

Il documento presenta un'analisi della contaminazione da pesticidi del bacino idrografico del fiume Po, il più importante d'Italia sia per dimensione sia per la concentrazione delle attività presenti, considerando in modo particolare la rilevanza dell'agricoltura esercitata in modo intensivo con elevato utilizzo di pesticidi. L'obiettivo è quello di comprendere le dinamiche e i tempi con cui evolve la contaminazione da pesticidi nelle acque, tenendo presente che ai fini della sostenibilità ambientale può non essere sufficiente il confronto con i limiti fissati dalla normativa, ma si dovrebbe prendere a riferimento la capacità di un determinato ambiente di conservare le caratteristiche che determinano la qualità degli ecosistemi e la loro sopravvivenza.

La disponibilità di dati di monitoraggio esteso su tutta l'area rende possibile studiare la contaminazione da pesticidi e la sua evoluzione a partire dal 2003. Le valutazioni si basano sui dati utilizzati per la redazione del "rapporto nazionale pesticidi nelle acque" (nel seguito indicato come "Rapporto pesticidi"), realizzato dall'Istituto nell'ambito dei compiti stabiliti dal decreto 22 gennaio 2014 (Piano di Azione Nazionale per l'utilizzo sostenibile dei pesticidi [DM 35/2014]), che ha tra le sue finalità quella di rilevare eventuali effetti derivanti dei pesticidi, non previsti nella fase di autorizzazione e non adeguatamente controllati in fase di utilizzo.

Il rapporto è il risultato di una complessa attività che coinvolge le Regioni e le Agenzie regionali/provinciali per la protezione dell'ambiente che effettuano il monitoraggio nell'ambito dei programmi di rilevazione previsti dal decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152 [D.Lgs. 152/2006], mentre l'Istituto fornisce gli indirizzi tecnico-scientifici, raccoglie i dati, li elabora, li valuta ed evidenzia le criticità riscontrate.

I pesticidi sono le sostanze utilizzate per combattere organismi ritenuti dannosi e come tali possono essere pericolosi per tutte le forme di vita. Da un punto di vista normativo, si distinguono i prodotti fitosanitari [Reg. CE 1107/2009], utilizzati per la protezione delle piante e per la conservazione dei vegetali, e i biocidi [Reg. UE 528/2012], impiegati in vari campi di attività (disinfettanti, preservanti, pesticidi per uso non agricolo, ecc.). Spesso i due tipi di prodotti utilizzano gli stessi principi attivi, il termine pesticidi comprende i due gruppi di sostanze.

La regolamentazione europea dei pesticidi ha una lunga tradizione ed è fra le più articolate e complete a livello mondiale. Una valutazione approfondita del rischio viene svolta prima dell'immissione sul mercato; è regolamentata anche la fase finale del ciclo di vita, con la definizione di livelli considerati non pericolosi negli alimenti e nell'ambiente. In anni recenti, infine, è stata regolamentata anche la fase intermedia del ciclo, quella dell'uso, con una serie di misure volte a migliorare le pratiche agronomiche, minimizzando l'uso di sostanze chimiche, a proteggere i corpi idrici e le aree sensibili, a fornire un addestramento adeguato agli operatori.

Nel riconoscere la sostanziale validità dello schema regolamentare, si vuole tuttavia evidenziare come le norme, o l'applicazione che se ne fa, non siano completamente sufficienti a prevenire una contaminazione diffusa da pesticidi, come evidenziato dai dati di monitoraggio. Nel 2014, in particolare, nelle acque superficiali, su un totale di 1.284 punti di monitoraggio analizzati, 821 (63,9%) sono contaminati da pesticidi. Nelle acque sotterranee, su un totale di 2.463 punti di monitoraggio, 780 (31,7%) sono contaminati. L'analisi dell'evoluzione, inoltre, indica che la contaminazione è ancora sottostimata, sia in termini territoriali, sia per frequenza e numero di sostanze trovate. In primo luogo perché in vaste aree del paese il monitoraggio non è ancora adeguato. Un fattore finora non sufficientemente considerato è, inoltre, la reale persistenza di certe sostanze, che insieme alle dinamiche idrologiche molto lente (specialmente nelle acque sotterranee) rende l'inquinamento ambientale difficilmente reversibile.

L'inquinamento chimico è uno dei principali fattori antropici considerati nel modello recentemente sviluppato del "planetary boundaries" (J. Rockström et al. 2009), per individuare uno spazio nel

¹ I rapporti nazionale pesticidi nelle acque, Edizione 2016, e i risultati completi del biennio 2013-2014 sono disponibili sul sito ISPRA <http://www.isprambiente.gov.it/temi/rischio-ed-emergenze-ambientali/rischio-sostanze-chimiche-reach-prodotti-fitosanitari/rapporto-nazionale-pesticidi-nelle-acque>.

Sistema Terra nel quale gli esseri umani possano continuare a svilupparsi e prosperare. Il rispetto di questi limiti dovrebbe prevenire il rischio che le attività umane possano condurre la Terra in condizioni molto meno idonee a sostenere la vita.

L'approccio proposto ha suscitato interesse a livello scientifico, politico e dei settori economici. Alcuni di questi "planetary boundaries" sono stati già definiti: per esempio, per quanto riguarda il rischio di cambiamenti climatici è stata stabilita una soglia per l'aumento globale della temperatura media pari a 2°C rispetto ai livelli pre-industriali. In modo analogo sono state individuati valori soglia per altri processi, quali ad esempio l'acidificazione degli oceani, l'estensione complessiva di terre coltivate.

Non è stato finora proposto un limite per quanto riguarda l'inquinamento chimico a causa di una conoscenza largamente incompleta degli effetti delle sostanze sulla salute umana e sull'ambiente. E' possibile, inoltre, che l'inquinamento possa agire non solo con effetti diretti sui singoli organismi, ma anche attraverso un lento indebolimento delle strutture degli ecosistemi.

È indubbiamente semplicistico analizzare il problema a scala regionale, per quanto grande e importante essa sia, non possiamo ignorare la complessità dei meccanismi e delle interazioni che intervengono a scala globale, ad esempio il trasporto della contaminazione nel lungo raggio. Lo studio, pertanto, vuole solo dare un contributo alla comprensione della capacità dell'ambiente di rispondere ai fattori di disturbo di origine umana e di ripristinare le condizioni precedenti, o quantomeno di riportarsi in condizioni accettabili dal punto di vista della sostenibilità (fenomeno della resilienza).

In ecologia, la resilienza è la capacità di un ecosistema di rispondere a una perturbazione resistendo ai danni e recuperando le condizioni precedenti. Disturbi di grandezza o di durata sufficiente possono influenzare profondamente un ecosistema, facendogli raggiungere una soglia oltre la quale si instaura un diverso regime di processi e strutture. Le attività umane quali sfruttamento delle risorse naturali, inquinamento, uso del territorio stanno sempre più causando cambiamenti di regime negli ecosistemi, in genere verso condizioni più degradate.

La possibilità di riferirsi a un bacino delimitato, la cui idrologia è ben nota e di cui si conosce adeguatamente l'utilizzo del suolo e il carico di pesticidi impiegati, può fornire utili elementi per una risposta al problema della sostenibilità ambientale dell'inquinamento chimico. Lo studio esamina la contaminazione residua del bacino del Po dovuta ad alcuni pesticidi non più in uso: in modo particolare è stata presa in considerazione l'Atrazina, un erbicida vietato in Italia definitivamente dal 1992, dopo una serie di provvedimenti temporanei a partire dalla seconda metà degli anni '80.

La revoca delle sostanze produce generalmente effetti più veloci nelle acque superficiali, più lenti nelle acque sotterranee. Tenendo conto della complessa interazione tra i due comparti, lo studio vuole fornire sulla base di una serie storica di 12 anni di monitoraggio indicazioni per comprendere quanto certe sostanze impiegate in agricoltura possono permanere nell'ambiente.

Altro obiettivo è quello di comprendere quali possono essere livelli di contaminazione sostenibili. La normativa di riferimento per l'immissione in commercio delle sostanze chimiche è fondamentalmente basata sul concetto di "livello accettabile" stabilito in base a valutazioni della relazione dose-risposta per l'uomo e per l'ambiente. Nella fase di autorizzazione dei pesticidi si dovrebbe tenere conto delle lacune conoscitive tutt'ora presenti sulle proprietà e sul comportamento delle sostanze. Tra i problemi che si segnalano c'è quello delle sostanze considerate "senza soglia" di pericolo, sostanze per le quali non può essere stabilito un "livello accettabile", tra queste ci sono ad esempio le sostanze persistenti, bioaccumulabili e tossiche (PBT) o molto persistenti e molto bioaccumulabili (vPvB), molte sostanze cancerogene, mutagene e tossiche per la riproduzione (CMR), gli interferenti endocrini.

Altro problema che non si può ignorare è la presenza simultanea di diverse sostanze nell'ambiente, per cui spesso gli organismi sono esposti a miscele di cui non si può conoscere a priori la composizione, cosa che di fatto rende impossibile calcolare preventivamente il cosiddetto effetto combinato.

Conoscendo quanto può permanere una sostanza in determinati contesti ambientali, come quello analizzato, quando si deve definire un limite accettabile di concentrazione è necessario considerare il tipo di effetti che le sostanze possono produrre, ma anche la diffusione della contaminazione stessa e la dimensione della popolazione potenzialmente esposta.

2. QUADRO NORMATIVO DI RIFERIMENTO

L'UE ha sviluppato un quadro legislativo articolato che regola l'intero ciclo di vita dei pesticidi, dall'immissione sul mercato, all'uso, fino ai livelli massimi consentiti negli alimenti e nelle matrici ambientali, con il fine di garantire un elevato livello di protezione per la salute dell'uomo e dell'ambiente.

Il Regolamento (CE) n. 1107/2009, relativo all'immissione sul mercato dei prodotti fitosanitari, stabilisce le regole per l'autorizzazione, prevedendo una valutazione preventiva del rischio prima. Deve essere dimostrato che le sostanze siano sicure riguardo alla salute umana, alla salute animale e all'ambiente.

Non sono autorizzate le sostanze "estremamente pericolose", come le cancerogene, mutagene o tossiche per la riproduzione, gli interferenti endocrini, gli inquinanti organici persistenti (POP), le sostanze persistenti, bioaccumulabili e tossiche (PBT) o molto persistenti e molto bioaccumulabili (vPvB) o, ancora, quelle particolarmente pericolose per le api. In modo analogo opera il Regolamento (UE) n. 528/2012, relativo all'immissione sul mercato e all'uso dei biocidi.

La Direttiva 2009/128/CE [Dir. 2009/128/CE], sull'uso sostenibile dei pesticidi, si concentra sulla fase intermedia del ciclo di vita dei prodotti fitosanitari, quella dell'impiego, prima non sufficientemente considerata. È prevista una serie di azioni a diversi livelli di intervento: pratiche agricole compatibili con l'ambiente (difesa fitosanitaria integrata a basso apporto di pesticidi, privilegiando i metodi non chimici); formazione degli operatori; corretta manipolazione, stoccaggio e trattamento degli imballaggi e delle rimanenze; misure per la tutela dell'ambiente acquatico, con il ricorso a pesticidi non classificati pericolosi, uso di attrezzature a bassa dispersione, aree di rispetto non trattate. Il Piano di Azione Nazionale (PAN), previsto dalla Direttiva, prevede, inoltre, gli strumenti di monitoraggio (indicatori) per valutare i progressi compiuti.

Oltre all'immissione in commercio, la normativa prende in considerazione anche la fase finale del ciclo di vita dei pesticidi, imponendo, con il Regolamento 396/2005/CE, i limiti massimi di residui (LMR) in prodotti di origine vegetale e animale destinati al consumo umano. Gli LMR sono stabiliti usando modelli di calcolo del rischio acuto e cronico. Esiste un database comunitario degli LMR.

Le norme ambientali, infine, intervengono a tutelare le differenti matrici. Ad esempio la Direttiva Quadro Acque (DQA) [Dir. 2000/60/CE], che istituisce il quadro per l'azione comunitaria in materia di acque e le norme derivate, stabiliscono standard di qualità ambientale per le acque superficiali [Dir. 2008/105/CE] e limiti di qualità per la protezione delle acque sotterranee [Dir. 2006/118/CE]. Tali norme si applicano anche ai pesticidi.

Per standard di qualità ambientale (SQA) si intende "la concentrazione di un particolare inquinante o gruppo di inquinanti nelle acque, nei sedimenti e nel biota che non deve essere superata, per tutelare la salute umana e l'ambiente". L'individuazione di standard di qualità ambientale si basa sulla conoscenza dei livelli di tossicità di tipo acuto e cronico per le specie rappresentative dei tre livelli trofici dell'ambiente acquatico².

È stato individuato un elenco di *sostanze prioritarie* che rappresentano un rischio significativo per l'ambiente e per le quali devono essere attuate misure necessarie per ridurre progressivamente l'inquinamento. Alcune di queste sostanze sono identificate come *pericolose prioritarie* ed è prevista la graduale eliminazione dei rilasci nell'ambiente. L'elenco delle sostanze prioritarie viene aggiornato periodicamente per tenere conto dei nuovi dati scientifici disponibili.

A livello nazionale, il Decreto 14 aprile 2009, n. 56 [DM 56/2009], sui criteri tecnici per il monitoraggio, nella tabella 1/A riprende gli SQA per le sostanze della direttiva 2008/105/CE, e nella tabella 1/B stabilisce standard di qualità ambientale per alcune sostanze non appartenenti all'elenco di priorità, tra cui diversi pesticidi. Per tutti i singoli pesticidi (inclusi i metaboliti) non specificati in

² alghe e/o macrofite, dafnia od organismi rappresentativi delle acque saline, pesci.

tabella 1/B si applica il limite di 0,1 µg/L e per la somma dei pesticidi il limite di 1 µg/L (fatta eccezione per le risorse idriche destinate ad uso potabile per le quali il limite è 0,5 µg/L).

La direttiva 2006/118/CE relativa alla protezione delle acque sotterranee, stabilisce norme di qualità ambientale, definite come *la concentrazione di un determinato inquinante, gruppo di inquinanti o indicatore di inquinamento nelle acque sotterranee che non dovrebbe essere superata al fine di proteggere la salute umana e l'ambiente*. In particolare per i pesticidi e i relativi prodotti di degradazione i limiti sono uguali a quelli per l'acqua potabile, pari a 0,1 µg/L e 0,5 µg/L, rispettivamente per la singola sostanza e per la somma delle sostanze. Lo stato di qualità delle acque sotterranee viene stabilito confrontando le concentrazioni medie annue con i suddetti limiti.

Le acque sotterranee, tuttavia, richiedono alcune considerazioni aggiuntive. Il presupposto è che queste non dovrebbero essere affatto inquinate. Per questa ragione, fissare limiti di qualità, può non essere il migliore approccio, in quanto fa passare il concetto di un inquinamento accettabile. Solo per poche tipologie di sostanze sono stati stabiliti limiti in Europa (nitrati, pesticidi e biocidi), e questi vanno rispettati. Ma in linea di principio, si dovrebbe adottare un approccio precauzionario, con il divieto di scarichi diretti nelle acque sotterranee, e (per cautelarsi da scarichi indiretti) l'obbligo di monitorare i corpi idrici sotterranei al fine di rilevare o invertire ogni tendenza di contaminazione.

La direttiva 98/83/EC [Dir. 98/83/CE] in materia di acqua per uso potabile stabilisce i requisiti minimi qualitativi per garantire la sicurezza per il consumo alimentare umano. In questo caso esiste un limite unico³ per tutte le sostanze e i relativi metaboliti, che non deriva da valutazioni tossicologiche ed esprime la posizione assunta dall'Unione Europea fin dagli anni 80, volutamente cautelativa in considerazione delle incertezze nella previsione degli effetti di queste sostanze.

Il monitoraggio dei pesticidi da cui sono tratti i dati del presente documento è finalizzato al controllo ambientale, e non a quello delle acque destinate al consumo umano. I limiti per le acque potabili, tuttavia, è opportuno ricordarlo, sono anche limiti per l'immissione in commercio dei prodotti fitosanitari, che nelle prove in campo e nelle valutazioni modellistiche non devono lasciare residui in acqua superiori a questi livelli, secondo quanto stabilito nei principi uniformi per la valutazione dei prodotti fitosanitari del regolamento 1107/2009/CE.

D'altra parte la DQA stabilisce che 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.”*

³ I limiti sono 0,1 µg/l per la singola sostanza e 0,5 µg/l per i pesticidi totali.

3. BACINO DEL PO

Il bacino del Po è il più grande d'Italia, sia per la lunghezza dell'asta principale che per l'entità dei deflussi. La sua superficie si estende per circa 74.000 chilometri quadrati, di cui circa 71.000 in territorio italiano, un quarto dell'intero territorio nazionale, il resto è in Svizzera (parte settentrionale del Ticino). Il Po nei suoi 652 km di lunghezza, attraversa da ovest a est il bacino, dividendolo quasi a metà.

Nel bacino vivono circa 16 milioni di abitanti. Se si considera la densità della popolazione, delle attività produttive, le infrastrutture e il grado di utilizzazione della risorsa idrica, il bacino del Po è l'area economica più importante dell'Italia. Nell'area, infatti, si concentra il 37% dell'industria nazionale, il 55% della zootecnia; il 35% della produzione agricola. L'agricoltura occupa oltre la metà del bacino, con un elevato impiego di sostanze chimiche (fertilizzanti, pesticidi) in particolare nella pianura e nelle zone collinari e parte delle aree montane "endovallive".

Il bacino è diviso essenzialmente in tre aree geomorfologiche: la zona alpina, nel nord e nord-ovest; gli Appennini nel sud; la pianura, che caratterizza l'intero corso del fiume, fino al mare Adriatico.

Le risorse idriche del bacino sono circa il 40% di quelle nazionali. La media annuale delle precipitazioni è 1.108 mm, pari a un volume d'acqua di $77,7 \times 10^9$ m³/anno. Il deflusso medio annuo corrisponde a 664 mm, pari a circa $46,5 \times 10^9$ m³/anno, che rappresenta il 60% del bilancio complessivo ed è equivalente a circa 1.500 m³/s. La portata massima storica nella sezione di chiusura di Pontelagoscuro (1951) è di 10.300 m³/s.

Il Po è alimentato da 141 affluenti principali, provenienti sia dalle Alpi che dagli Appennini. I corsi d'acqua alpini sono alimentati in gran parte dallo scioglimento delle nevi, mentre i corsi d'acqua appenninici sono in larga misura alimentati dal flusso superficiale e sotterraneo prodotto dalle precipitazioni. Oltre ai corsi d'acqua, la rete idrografica superficiale del bacino comprende molti laghi, i più importanti dei quali sono alimentati dai corsi d'acqua alpini (Garda, Como e Maggiore).

Le falde acquifere si alimentano principalmente nell'alta pianura, la cui geologia consiste principalmente di materiali grossolani. Nelle pianure prealpine e in quelle pre-appenniniche, la falda acquifera, in corrispondenza di barriere impermeabili, emerge in superficie sotto forma di sorgenti ("Risorgive"). La parte centrale della pianura, sia a nord che a sud, è costituita da depositi fluviali che a poco a poco diventano più sottili e meno permeabili e ospitano falde confinate. La velocità delle acque sotterranee nell'alta pianura può raggiungere decine di metri al giorno, mentre nelle falde della bassa pianura è molto bassa fino a raggiungere la "stagnazione" per alcune falde acquifere molto profonde [Autorità di Bacino del fiume Po, 2006].

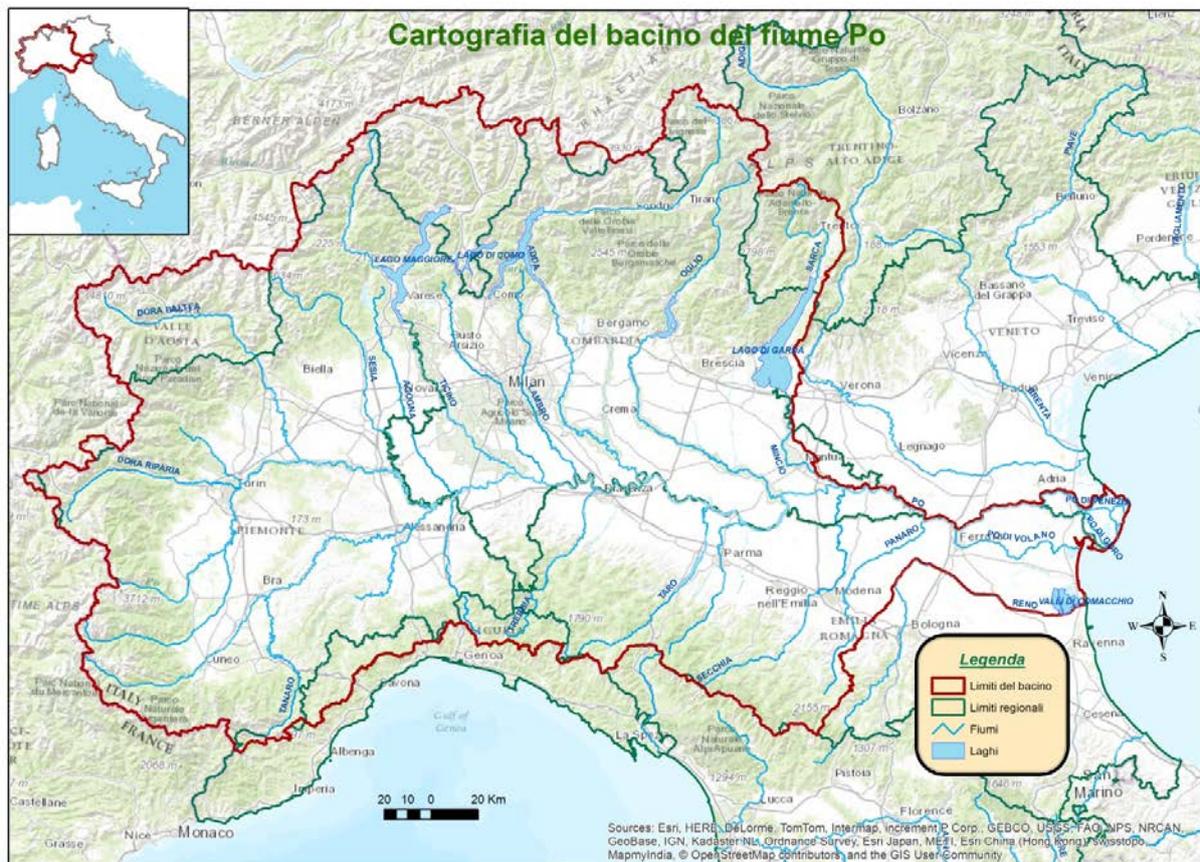


Figura 3.1 – Cartografia del bacino del Po

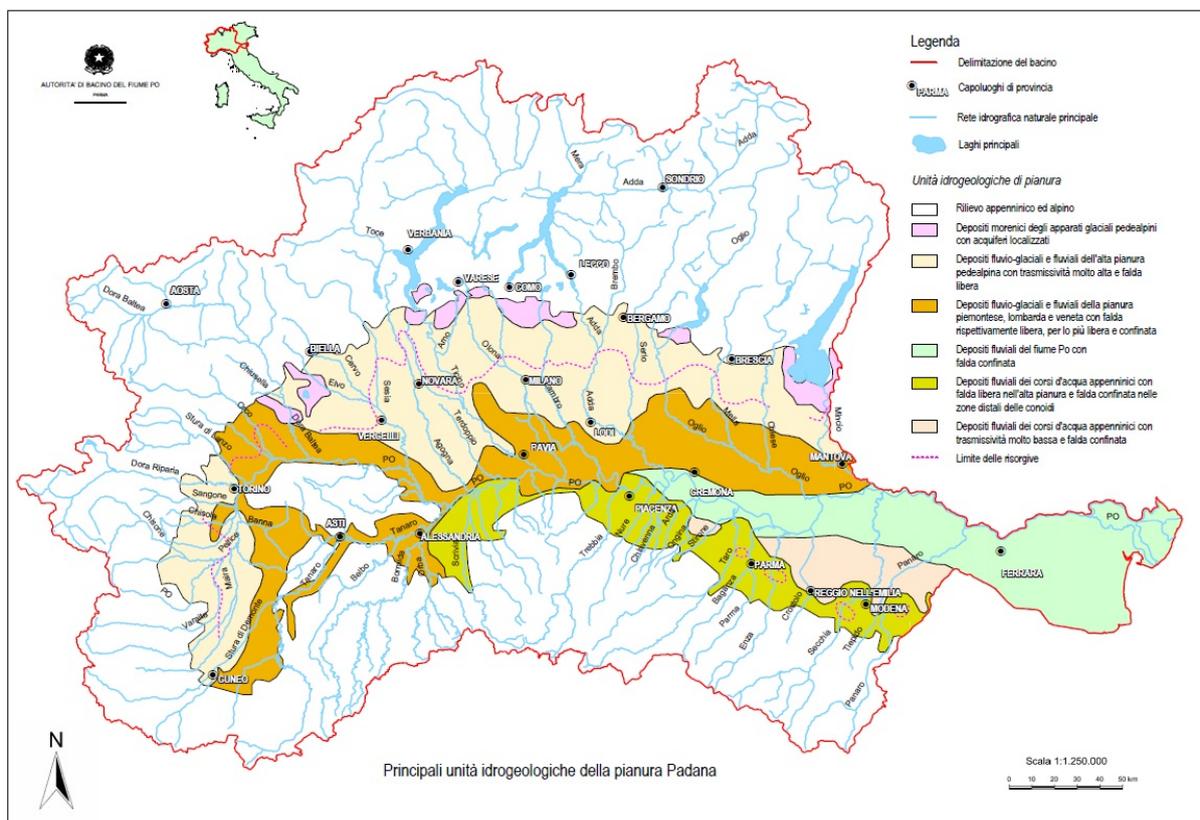


Figura 3.2 – Idrogeologia del Bacino del Po (fonte: dell'Autorità di Bacino del fiume Po)

DESCRIZIONE AGRONOMICA

Sulla base di dati censuari, sono state rilevate nel bacino del Po circa 280.000 aziende agricole, zootecniche e forestali, la cui superficie totale è pari a circa 4.000.000 di ettari, di cui circa 3.000.000 costituiscono superficie agricola utilizzata (SAU).

L'attività agricola occupa oltre la metà della superficie del bacino. La superficie agricola utilizzata risulta essere oltre il 50% di quella territoriale nelle aree prevalentemente di pianura, mentre scende al di sotto del 25% nelle aree montane. L'agricoltura padana è ad elevato input chimico ed energetico. E' possibile individuare tre diverse situazioni:

- le *aree più fertili* dove prevalgono colture, irrigue e non, che ricevono in genere elevati quantitativi di prodotti chimici (fertilizzanti, pesticidi, diserbanti ecc.). Si evidenzia tra queste l'area a ovest del fiume Ticino, dove la coltura prevalente è il riso, mentre a est, per tutto il resto della pianura, prevalgono colture cerealicole, principalmente il mais. Nella zona di transizione (Lomellina, pianura lodigiana e pavese) le colture del riso e del mais si alternano;
- le *aree collinari* e parte di quelle endovalliche di montagna a vocazione viticola e frutticola, dove è diffuso l'impiego di fitofarmaci;
- le *aree di montagna* alpine ed appenniniche, dove prevalgono le colture foraggiere permanenti e quelle boschive, poco interessate dall'uso di prodotti di sintesi.

4. INQUINAMENTO DA PESTICIDI NEL BACINO DEL PO

Nel 2014 il monitoraggio nel bacino del Po ha riguardato 570 punti delle acque superficiali e 1.035 di quelle sotterranee, e ha evidenziato una diffusa contaminazione da pesticidi, che sono stati trovati in oltre il 70% dei siti nelle acque superficiali (per il 32,6% superiori agli SQA) e in oltre il 40% di quelli delle acque sotterranee (in 8,7% superiori ai limiti).

Nella figura 4.1 è riportata la frequenza di ritrovamento nei campioni (% trovato/cercato). In linea generale, gli erbicidi triazinici (terbutilazina, atrazina) e alcuni loro metaboliti sono la tipologia di sostanze più frequenti.

Nelle acque superficiali, glifosate e il metabolita AMPA, imidacloprid, terbutilazina, il suo metabolita terbutilazina-desetil e il metolaclor, sono tra le sostanze più ritrovate. Nelle acque sotterranee le sostanze più ritrovate sono gli erbicidi triazinici e i loro metaboliti.

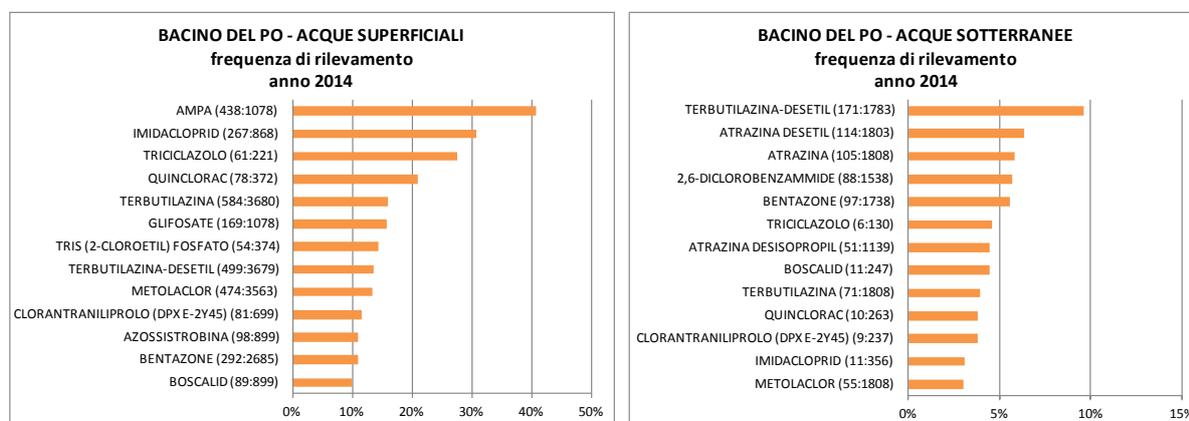


Figura 4.1 – Sostanze più trovate nelle acque superficiali e sotterranee del bacino del Po nel 2014.

Il confronto dei dati di monitoraggio con i limiti di concentrazione stabiliti dalla normativa indica un livello di contaminazione importante, nonostante le misure messe in atto per una riduzione dei rischi derivanti dall'uso dei pesticidi.

Pesticidi totali nel bacino del Po

Come già detto, la contaminazione nel bacino del Po è presente nel 70% dei punti di monitoraggio delle acque superficiali (32,6% dei casi sopra il limite) e nel 40% di quelle sotterranee (8,7% sopra il limite). È utile analizzare il dato in termini di concentrazione di pesticidi totali (Fig. 4.2).

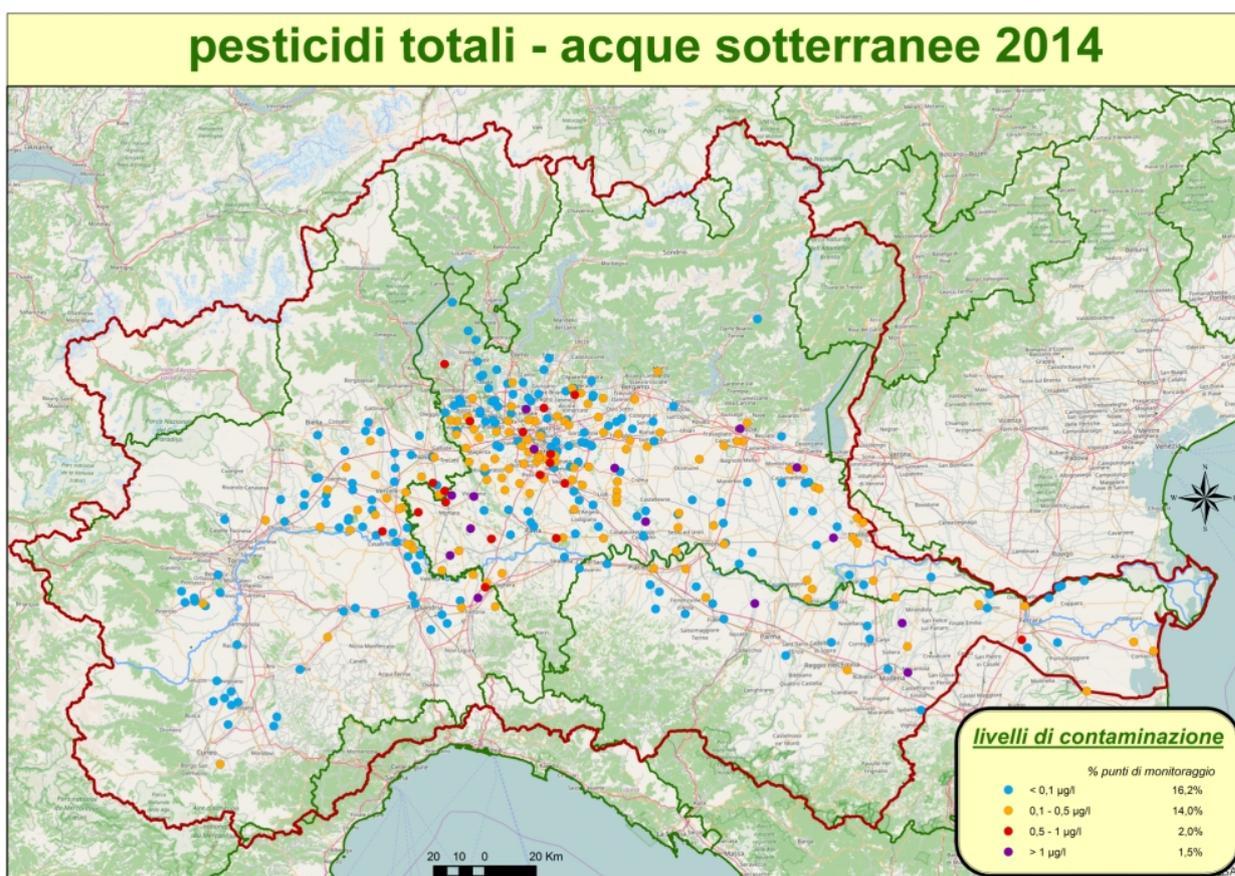
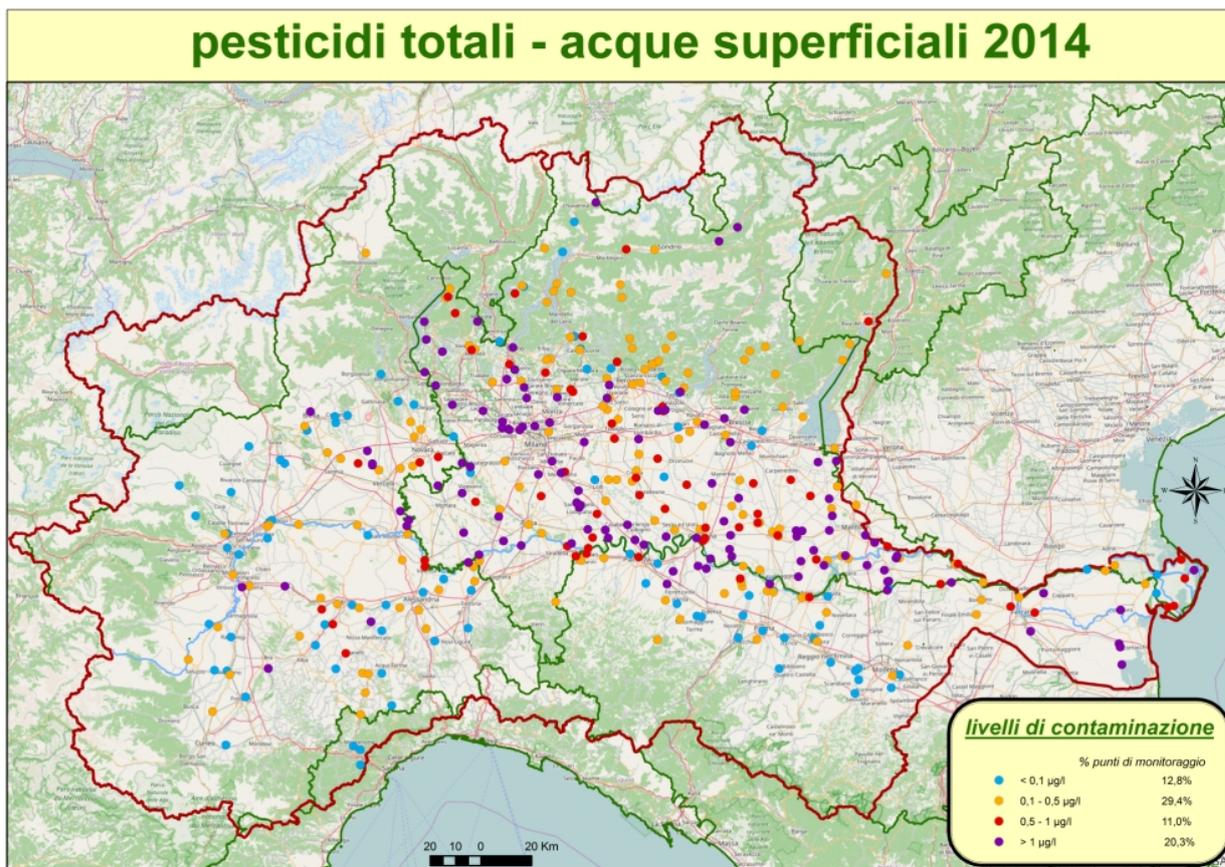


Figura 4.2 – Livelli di contaminazione delle acque nel bacino del Po, (2014).

Nelle acque superficiali, il 12,8% dei punti di monitoraggio ha una concentrazione totale inferiore a 0,1 µg/L (Fig. 4.2). La soglia rappresenta, come noto, il limite di concentrazione della singola sostanza nelle acque potabili. Non c'è superamento dei limiti, ma per le numerose incertezze, sia riguardo alla completezza del monitoraggio, sia riguardo alla pericolosità delle sostanze, sia per le lacune sugli effetti delle miscele, si rende opportuno prendere consapevolezza della presenza di una contaminazione indotta dall'uomo e quindi non naturale, che non dovrebbe esistere. La soglia è anche il limite generico di qualità ambientale delle acque superficiali, quando non è presente un limite specifico.

Il limite di 0,5 µg/L è quello stabilito per i pesticidi totali nelle acque potabili. Il 29,4% dei punti ha una contaminazione compresa tra 0,1 e 0,5 µg/L. Il 33,3% dei punti ha una concentrazione superiore a 0,5 µg/L. L'eventuale uso dei corpi idrici come fonte di acqua potabile, potrà richiedere almeno per alcune sostanze interventi di abbattimento delle concentrazioni.

Il limite di 1 µg/L è quello ambientale applicabile alla somma dei pesticidi. Nel 20,3% dei casi, pertanto, la concentrazione misurata non è compatibile con la salvaguardia degli ecosistemi acquatici. Considerazioni analoghe possono essere fatte sulla base delle informazioni disponibili per le acque sotterranee (Fig. 4.2).

Le mappe riportate in figura 4.3 rivelano come la contaminazione delle acque sia largamente dovuta alla presenza contemporanea di più pesticidi. Nel 48,5% dei punti totali delle acque superficiali, infatti, ci sono almeno due sostanze, e nel 4,0% dei punti ci sono più di 10 sostanze. Nello 0,7 % dei punti ci sono più di 20 sostanze in un campione. Nel 15,4% dei punti delle acque sotterranee ci sono almeno 2 sostanze, e nello 0,2% più di 10.

Come conseguenza, non solo gli organismi acquatici, ma anche gli altri organismi, compreso l'uomo, per esempio attraverso la catena alimentare, sono esposti a miscele di pesticidi. Esistono lacune conoscitive riguardo agli effetti di miscele chimiche e, conseguentemente, risulta difficile realizzare una corretta valutazione tossicologica in caso di esposizione contemporanea a diverse sostanze [Backhaus, 2010].

La determinazione sperimentale della tossicità delle miscele è poco praticabile, in quanto non si conosce la reale composizione delle miscele presenti nell'ambiente, formate da una moltitudine di possibili combinazioni casuali.

Generalmente, miscele di pesticidi appartenenti alla stessa classe chimica e che presentano modalità di azione biologica molto simile mostrano con maggiore probabilità un effetto tossicologico di tipo additivo, (CA, *dose-addition*) dove la tossicità complessiva è il risultato della somma delle concentrazioni dei singoli componenti normalizzate per le rispettive dosi di effetto (EC₅₀, concentrazione a cui il 50% degli organismi testati mostrano effetti sub-letali; in altri casi si utilizza il valore NOEC, la concentrazione massima a cui non viene rilevato nessun effetto). Si parla di azione indipendente (IA, *independent action*), invece, quando le modalità d'azione sono differenti e una sostanza non influenza la tossicità dell'altra. Si ha interazione, infine, quando l'effetto combinato di due o più sostanze è più forte (sinergia) o più debole (antagonismo) di quello additivo.

La raccomandazione della Commissione è di adottare il modello di additività di dose/concentrazione in modo cautelativo, anche quando si ignorano le modalità d'azione dei componenti della miscela [COM(2012) 252]. Tale parere riflette le conclusioni sulla tossicità delle miscele di tre comitati scientifici della Commissione Europea [SCHER, SCCS, SCENIHR, 2012].

Per aumentare il livello di conoscenza, può essere utile effettuare una valutazione retrospettiva del rischio da poliesposizione, partendo dai dati di monitoraggio esistenti.

A titolo esemplificativo, la tabella riporta i risultati del monitoraggio riferiti ad una stazione rappresentativa delle acque sotterranee per la presenza contemporanea di più sostanze. Le concentrazioni misurate sono superiori ai limiti sia delle acque potabili, sia agli SQA. Nella stazione sono state rilevate 8 sostanze in uno stesso campione. Oltre a segnalare che sia atrazina che il suo metabolita sono superiori ai limiti, si evidenzia l'importanza di una valutazione cumulativa del rischio tenendo conto della contemporanea presenza delle altre sostanze. Nel secondo campione, pur non rilevando superamento dei limiti, né per le singole sostanze né per la loro somma, non si può escludere

un rischio dovuto alla presenza di diverse sostanze quali l'atrazina e la simazina, interferenti endocrini che non hanno soglia di sicurezza. La possibilità che l'azione congiunta possa dar luogo a una tossicità complessiva rilevante, anche quando le singole concentrazioni sono al disotto della soglia di effetto è stata segnalata in particolare per le sostanze con proprietà di interferenza endocrina [Kortenkamp, 2014].

Situazioni analoghe o peggiori si riscontrano in un grande numero di punti di monitoraggio del bacino, con miscele di oltre 20 sostanze.

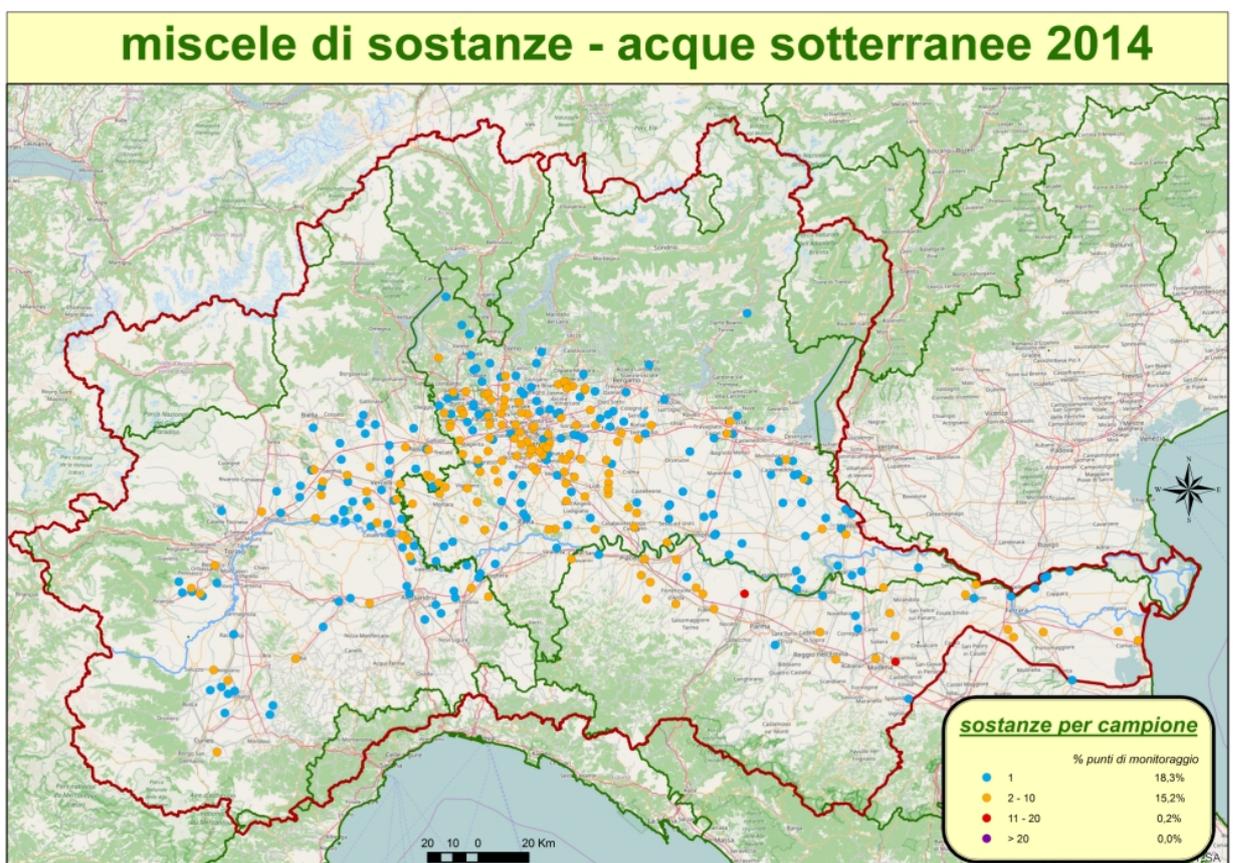
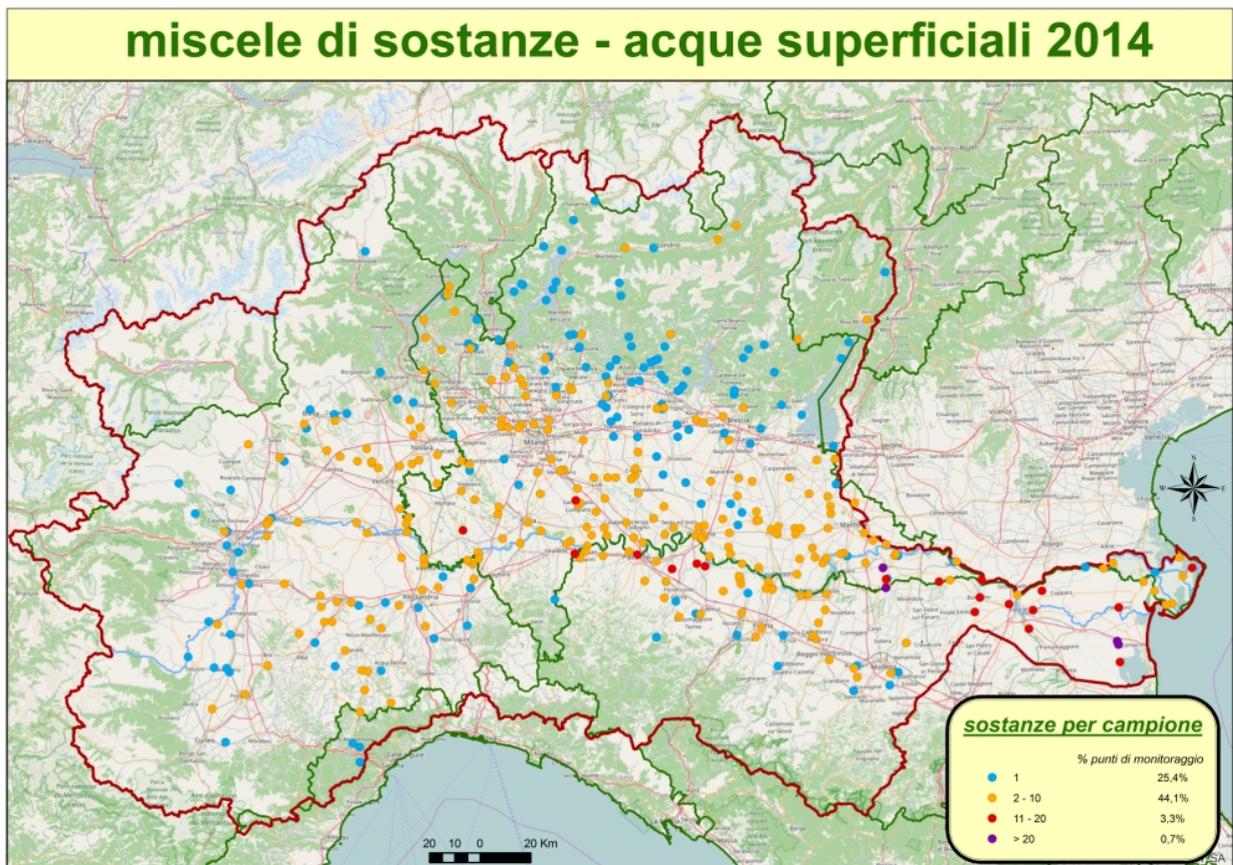


Figura 4.3 – Numero di residui per campione nelle acque del bacino del Po, (2014).

Tab. 4.1 – Risultati del monitoraggio nella stazione delle acque sotterranee: comune di Busto Arsizio, corpo idrico Bacino Adda-Ticino di alta pianura (Lombardia).

CAMPIONE DEL 7 maggio 2014		CAMPIONE DEL 30 ottobre 2014	
SOSTANZE CERCATE: 32 SOSTANZE TROVATE: 8		SOSTANZE CERCATE: 32 SOSTANZE TROVATE: 6	
PESTICIDI TROVATI			
SOSTANZA	CONCENTRAZIONE (µg/l)	SOSTANZA	CONCENTRAZIONE (µg/l)
ATRAZINA	0,16	ATRAZINA	0,02
ATRAZINA DESISOPROPIL	0,16	ATRAZINA DESISOPROPIL	0,09
SIMAZINA	0,1	SIMAZINA	0,09
ATRAZINA DESETIL	0,08	ATRAZINA DESETIL	0,08
METOLACLOR	0,03	METOLACLOR	0,03
TERBUTILAZINA-DESETIL	0,02	TERBUTILAZINA-DESETIL	0,02
BROMACILE	0,05	/	/
2,6-DICLOROBENZAMMIDE	0,03	/	/
totale	0,63		0,33

5. EVOLUZIONE DELLA CONTAMINAZIONE - SOSTANZE DI RIFERIMENTO

Come evidenziato nel capitolo precedente, nel bacino del Po c'è una contaminazione importante da pesticidi che riguarda la maggior parte delle acque superficiali e una grande parte delle acque sotterranee, in molti casi sono superati i limiti di legge, sia gli SQA sia i limiti stabiliti per l'acqua potabile. Largamente, pertanto, siamo in presenza di una situazione inaccettabile anche sulla base del confronto con i limiti di legge. Obiettivo dello studio, come dichiarato, è però quello di esaminare l'inquinamento in una prospettiva di sostenibilità ambientale, valutandone non solo la dimensione spaziale e i livelli, ma anche la dimensione temporale.

Come introdotto, questo può essere fatto attraverso l'analisi della contaminazione di alcune sostanze non più in uso, la cui evoluzione dipende ormai solo dalle caratteristiche intrinseche delle stesse e da quelle dell'ambiente.

È stata presa a riferimento in primo luogo l'atrazina, un erbicida vietato in Italia definitivamente dal 1992, e altre due sostanze: la simazina revocata dal 2005 e l'alaclor dal 2006. Sono tutte sostanze che presentano ancora oggi una contaminazione importante nel bacino.

La revoca delle sostanze produce generalmente effetti più veloci nelle acque superficiali, più lenti nelle acque sotterranee. Tenendo conto della complessa interazione tra i due comparti, lo studio vuole fornire indicazioni per comprendere, sulla base di una serie storica di 12 anni di monitoraggio, quanto certe sostanze impiegate in agricoltura possono permanere nell'ambiente.

I risultati dello studio potranno essere utili per comprendere meglio il comportamento e il destino ambientale di altri pesticidi, specialmente nelle acque sotterranee. Questo dovrebbe valere in generale, ma in particolare per le sostanze con caratteristiche simili a quelle presentate.

ATRAZINA

Gli erbicidi triazinici: atrazina, simazina, terbutilazina e i metaboliti atrazina-desetil e terbutilazina-desetil, sono tra le sostanze più rinvenute nelle acque superficiali e in quelle sotterranee e sono tra quelle che hanno determinato più di frequente il superamento degli standard di qualità ambientale.

La contaminazione è particolarmente rilevante nell'area padano-veneta, dove le sostanze sono state largamente utilizzate, soprattutto nella coltura del mais.

Ad eccezione della terbutilazina, tutte le altre sostanze non sono più autorizzate in Europa dai primi anni 2000. In Italia l'atrazina non è più utilizzata dal 1992, ma il monitoraggio evidenzia ancora una contaminazione importante, soprattutto nelle acque sotterranee. A livello nazionale, nel 2014, in particolare, è stata rinvenuta nel 4,1% dei 1.065 punti di monitoraggio delle acque superficiali in cui è stata cercata, in nessun caso c'è il superamento degli SQA. Nelle acque sotterranee la sostanza è presente nel 5,6% dei 2.068 punti controllati, in 2 casi con valori superiori agli SQA. Il metabolita atrazina-desetil è stato rinvenuto nelle acque superficiali nel 5,1% dei 959 punti di monitoraggio senza superamento degli SQA. Nelle acque sotterranee è presente nel 9,9% dei 2.050 punti di monitoraggio, in 8 casi con valori superiori agli SQA.

Quella riscontrata è indubbiamente il residuo di una contaminazione storica, a causa dell'uso diffuso in passato e alla persistenza ambientale. La rilevazione dei suoi metaboliti a livelli generalmente superiori alla sostanza parentale supporta la conclusione di un inquinamento di lunga durata.

La scelta dell'atrazina come sostanza di riferimento è basata sul fatto che non essendo più in uso da oltre due decenni, la sua presenza nelle acque dipende esclusivamente dalle sue caratteristiche chimico-fisiche e dalle dinamiche ambientali.

La figura 5.1 confronta l'andamento della concentrazione nel fiume Po di atrazina e terbutilazina, che ha sostituito l'uso di atrazina dopo il suo divieto. Le concentrazioni di terbutilazina evidenziano un uso stagionale con picchi primaverili (marzo-maggio) ripetuti regolarmente negli anni. Diversamente, la

concentrazione di atrazina ha un andamento stabile che indica chiaramente una contaminazione residua.

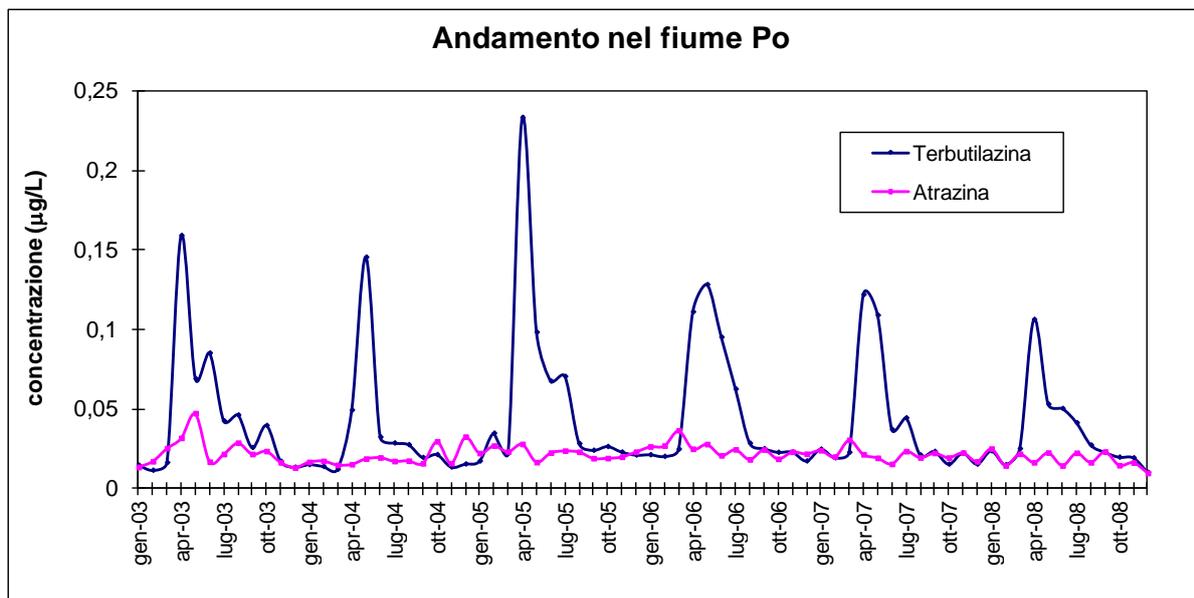


Figura 5.1 – Concentrazione di terbutilazina e atrazina nel Po.

Caratteristiche di pericolo e Classificazione

In accordo al regolamento CLP sulla Classificazione ed etichettatura delle sostanze (Regolamento (CE) n. 1272/2008), l'atrazina ha la seguente classificazione armonizzata: sensibilizzazione della pelle (cat. 1), tossicità specifica per organi bersaglio per esposizione ripetuta (cat. 2), pericolo acuto per l'ambiente acquatico (cat. 1) e pericolo cronico per l'ambiente acquatico (cat. 1).

L'atrazina è nella lista delle sostanze prioritarie all'interno dell'UE-Strategy [EC, 1999], [EC, 2000]) come interferente endocrino (ED); categoria 1. La sostanza è persistente e tossica, ma non è considerata bioaccumulabile ed è stata identificata come "sostanza prioritaria" nell'ambito della DQA.

L'atrazina è stata rilevata in atmosfera, anche in zone lontane dal punto di applicazione, ci si aspetta che in atmosfera si trovi soprattutto nel particolato e viene rimossa principalmente per precipitazione. Applicando il modello di Mackay I [Finizio A., 1997], la sostanza rilasciata nell'ambiente tende a distribuirsi principalmente in acqua (circa 90%), con frazioni minori nel suolo e nei sedimenti e non tende a bioaccumulare in modo significativo. Se rilasciata al suolo, l'atrazina dovrebbe avere una mobilità da alta a moderata. Se rilasciata in acqua, l'atrazina può adsorbire sui solidi sospesi e sui sedimenti.

Metaboliti

L'atrazina-desetil si forma nell'ambiente attraverso la N-dealchilazione di atrazina e si stima che abbia una mobilità nel suolo da moderata a molto alta. In acqua si adsorbe ai solidi sospesi e ai sedimenti. L'atrazina-desetil biodegrada nel suolo in condizioni aerobiche, ma è generalmente stabile nelle acque sotterranee in condizioni anaerobiche. Non esiste una classificazione armonizzata, ma secondo le classificazioni presenti nell'inventario dell'ECHA, la sostanza è nociva per ingestione, provoca grave irritazione oculare ed è nociva se inalata.

L'atrazina-desisopropile si forma nell'ambiente attraverso la N-dealchilazione di atrazina. E' più solubile del composto parentale e meno solubile rispetto all'atrazina-desetil. La sostanza può essere più o meno persistente in funzione delle caratteristiche del terreno. Gli studi sul campo dimostrano che non si accumula nel terreno [Crobe A., et al, 2002]. Non esiste una classificazione armonizzata, ma

secondo le classificazioni presenti nell'inventario dell'ECHA, la sostanza è nociva per ingestione, provoca grave irritazione oculare ed è nociva se inalata.

Le mappe (figura 6.1) mostrano il livello di contaminazione di atrazina e dei suoi principali metaboliti (atrazina-desetil, atrazina-desisopropile) nell'area di studio.

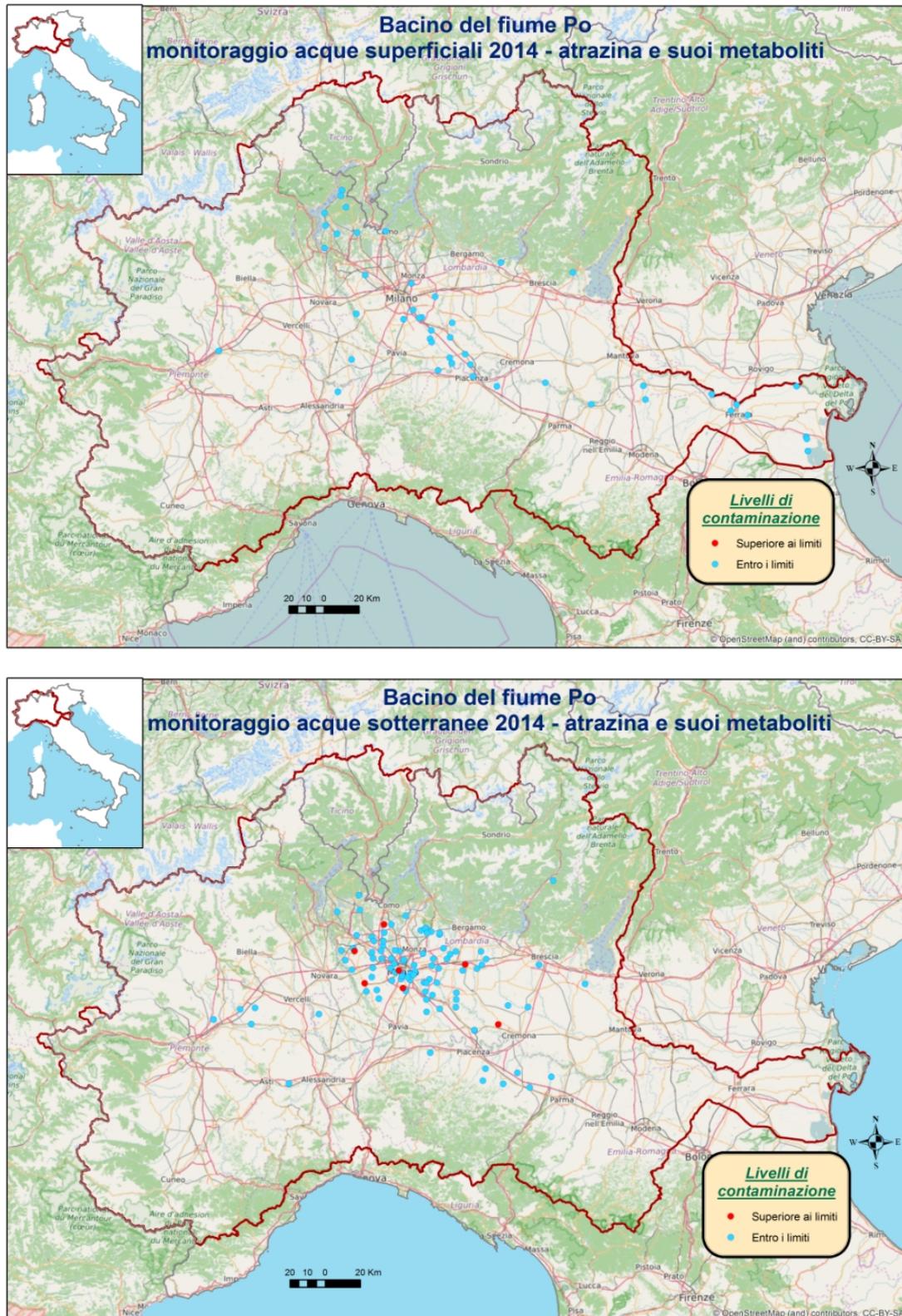


Figura 6.1 – Livelli di contaminazione di atrazina e dei suoi metaboliti nel bacino del Po (2014).

I livelli di contaminazione sono riferiti al valore limite per l'acqua potabile (0,1 µg/L).

Nel 2014, l'atrazina è stata rilevata in 46 siti delle acque superficiali (10,2% su 453) e in 104 siti delle acque sotterranee (10,8% su 968). La concentrazione non supera mai il limite nelle acque superficiali, ed è superiore ai limiti nello 0,7% dei siti delle acque sotterranee.

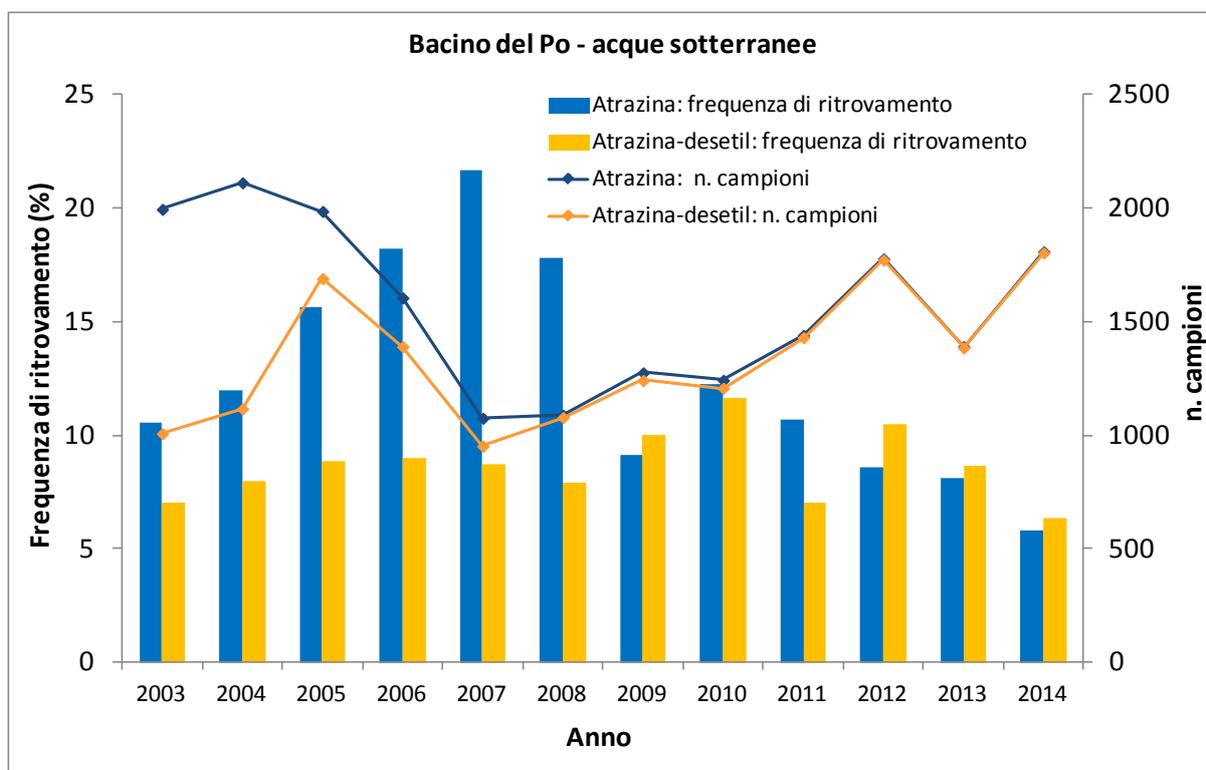


Figura 6.2 – Frequenza di ritrovamento di atrazina e atrazina-desetil nelle acque sotterranee.

Sono stati analizzati gli andamenti dell'atrazina considerata rilevante per l'entità della contaminazione, come evidenziato dal monitoraggio nazionale. L'istogramma rappresenta la frequenza di residui nei campioni, mentre la curva rappresenta il numero di campioni analizzati.

L'aumento della frequenza di ritrovamento nei primi anni è apparentemente non giustificato dal fatto che la sostanza è fuori commercio dal 1992. Un analogo trend, d'altra parte, si riscontra anche nella frequenza complessiva dei pesticidi, ed è largamente attribuibile all'aumento dell'efficacia del monitoraggio nei primi anni, che ha svelato una contaminazione prima non rilevata. Come constatato direttamente e come largamente riportato in letteratura, d'altra parte, la contaminazione può raggiungere le acque sotterranee con tempi molto lunghi, anche dopo la cessazione dell'uso.

A partire dal 2007, la frequenza di ritrovamento dell'atrazina e quella del metabolita diminuiscono, in linea con il fatto che la sostanza è fuori commercio da molti anni, e quella riscontrata è la coda di una contaminazione storica, dovuta alla persistenza ambientale della sostanza. Le maggiori frequenze del metabolita, soprattutto negli ultimi anni, sono un'ulteriore conferma del fatto che non c'è più immissione di nuova sostanza nell'ambiente.

La maggiore frequenza dell'atrazina rispetto al metabolita nei primi anni, oltre che dalla persistenza, può essere giustificata da una migliore sensibilità analitica, mentre il valore medio di LQ del metabolita migliora sensibilmente nel periodo di studio passando da 0,042 µg/L a 0,028 µg/L.

Il Limite di Quantificazione (LQ), cioè il livello a partire dalla quale si può indicare con certezza la concentrazione di una sostanza, dipende dalle prestazioni del laboratorio analitico e può variare da sostanza a sostanza. Si deve tenere conto, pertanto, che le misure provengono da regioni e da laboratori diversi che spesso operano con differenti LQ. Sebbene nel caso del bacino del Po, il

monitoraggio sia più efficace rispetto al resto del paese, tuttavia si riscontrano differenze di sensibilità analitica che è comunque migliorata e diventata più omogenea nel corso negli anni.

Nonostante la diminuzione, la sostanza e il metabolita sono ancora fra i principali contaminanti delle acque, sia in termini di frequenza, sia in termini di superamento dei limiti di concentrazione.

Oltre alla frequenza di ritrovamento è stato studiato anche l'andamento della concentrazione della sostanza e dei suoi metaboliti nel fiume e nelle acque sotterranee dell'intero Bacino del Po. La concentrazione media della sostanza nel fiume e nelle acque sotterranee è stata calcolata considerando il 90 % dei dati per non far pesare i valori estremi sulla media. Il grafico (Fig. 6.3) evidenzia che la concentrazione nel fiume è significativamente inferiore (nel 2014, circa quattro volte) a quella delle acque sotterranee di bacino. Nel periodo studiato, la concentrazione nel fiume diminuisce regolarmente con un andamento asintotico. E' possibile infatti identificare, con una buona correlazione, una curva di tendenza ben definita nel fiume da cui si ricava un tempo di dimezzamento per la scomparsa della sostanza di circa 8 anni.

Nelle acque sotterranee, invece, non si evidenzia alcuna tendenza, ma la concentrazione media annua varia attorno ad un valore all'incirca costante. Inoltre, la concentrazione dei metaboliti principali nelle acque sotterranee è più alta di quella del parentale, anche in questo caso senza una chiara linea tendenza.

Le possibili spiegazioni della progressiva diminuzione della concentrazione nel fiume e la presenza stabile nelle acque sotterranee sono le seguenti: la degradazione della sostanza parentale nelle acque sotterranee è lenta perché mancano gli agenti abiotici e biotici che ne sono responsabili. Un'altra possibilità è che la contaminazione superficiale sia principalmente dovuta allo scambio con le acque sotterranee, che riguarda soprattutto le falde superficiali più che quelle profonde, ben separate dal fiume, dove la concentrazione è quasi costante.

La tendenza stabile di atrazina nelle acque sotterranee, ragionevolmente indica che la stessa situazione è prevedibile per il futuro a causa del movimento molto lento delle acque sotterranee, in particolare, nelle falde profonde. L'andamento della concentrazione dei metaboliti conferma la sostanziale stabilità della contaminazione complessiva della sostanza, una volta raggiunte le acque sotterranee.

Sia nelle acque superficiali che in quelle sotterranee i livelli di contaminazione sono mediamente inferiori alle soglie regolamentari pur evidenziando che in molti casi questi limiti vengono superati, almeno nelle acque sotterranee. A distanza di alcuni decenni dall'interruzione dell'uso siamo pertanto ancora in presenza di una contaminazione importante.

Nel considerare la rilevanza della contaminazione, inoltre, non si può prescindere da una serie di lacune conoscitive riguardo ad alcune proprietà di pericolo della sostanza, riconosciuta come interferente endocrino, senza una soglia di sicurezza individuabile. Questo può rendere significative anche le basse concentrazioni generalmente misurate.

L'importanza di tenere conto delle basse concentrazioni è anche legata alla presenza di miscele di sostanze diverse, per le quali non è ancora ben nota la rilevanza per la salute umana e l'ambiente.

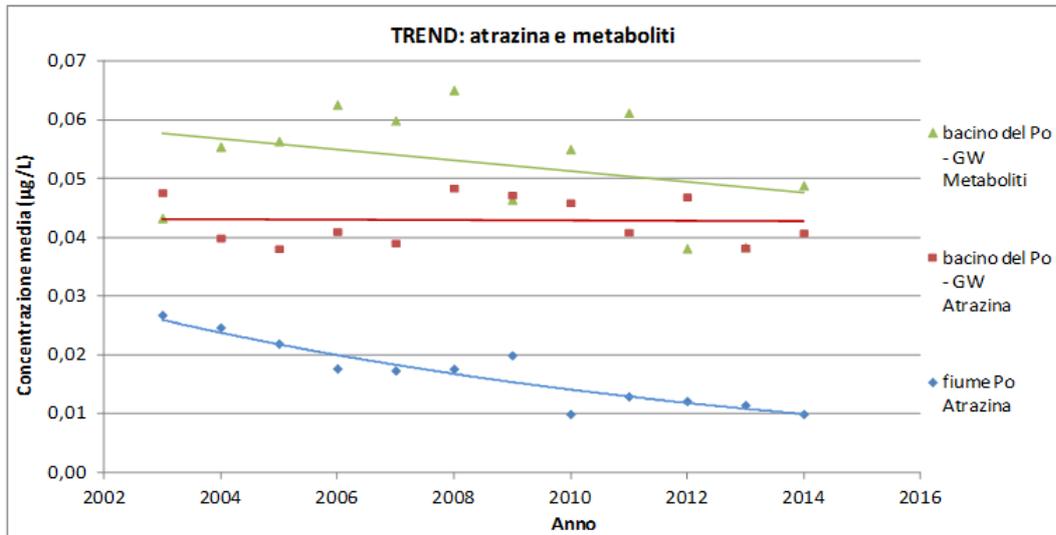


Figura 6.3 – Trend di atrazina e dei suoi metaboliti (atrazina-desetil, atrazina-desisopropile) nel fiume e nel bacino del Po acque sotterranee (GW).

SIMAZINA

La simazina è un erbicida selettivo sistemico che viene assorbito principalmente per via radicale e secondariamente per via fogliare. È stata revocata in Europa nel 2005.

E' moderatamente solubile ed ha una bassa tendenza ad essere assorbita sulla materia organica o nel terreno, pertanto è molto mobile e può filtrare nelle acque sotterranee. Secondo studi di laboratorio è in grado di persistere nell'ambiente per mesi. La simazina ha un basso potenziale di bioaccumulo e non è quindi prevista la sua biomagnificazione attraverso la catena alimentare. La sostanza è classificata con le seguenti classi di pericolo: cancerogena (cat. 2), pericolo acuto per l'ambiente acquatico (cat. 1) e pericolo cronico per l'ambiente acquatico (cat. 1). La simazina è nella lista di priorità della "EU-Strategy for Endocrine Disruptors" [EC, 1999; EC, 2000]. È considerata un interferente endocrino di Categoria 2.

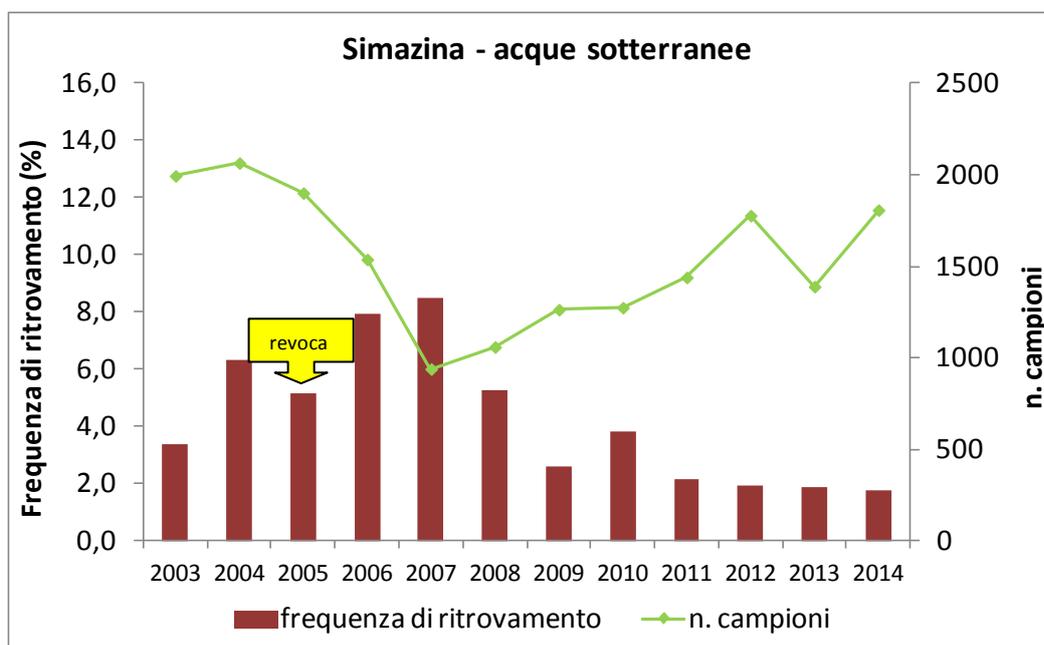


Figura 6.4 – Frequenza di ritrovamento e di ricerca della simazina nel bacino del Po-acque sotterranee.

ALACLOR

Altra sostanza analizzata ai fini della sostenibilità è l'alaclor, anche esso un erbicida fuori commercio dal 2006. È una sostanza prioritaria della DQA. Secondo il Regolamento CLP, l'alaclor ha la seguente classificazione armonizzata: cancerogeno di categoria 2 (Carc. 2, H351), tossicità acuta per l'uomo (Acute Tox. 4, H302), sensibilizzazione della pelle (Skin Sens. 1 - H317), pericolo acuto per l'ambiente acquatico e pericolo cronico per l'ambiente acquatico (Aquatic Acute 1 - H400, Aquatic chronic 1 - H410). Alaclor è una sostanza con evidenze di proprietà di interferente endocrino per l'uomo e per l'ambiente. [EU, 2005].

Alaclor è moderatamente solubile in acqua e ha una bassa capacità di bioaccumulo. Nel terreno alaclor si trasforma principalmente per biodegradazione. La mobilità nel suolo varia da valori moderati ad alti in funzione del contenuto di carbonio organico e argilla nel suolo. In acqua sono importanti sia la fotolisi sia la biodegradazione, sebbene il ruolo di fotolisi diventa importante in acque pulite poco profonde, in particolare in presenza di sensibilizzanti.

I dati di monitoraggio nazionale evidenziano un andamento decrescente delle presenze nelle acque superficiali a partire dalla revoca. Il decremento è meno evidente nelle acque sotterranee, probabilmente per l'inerzia del comparto sotterraneo. Nel 2014 è presente nello 0,5% dei campioni di entrambi i comparti [ISPRA, 2016].

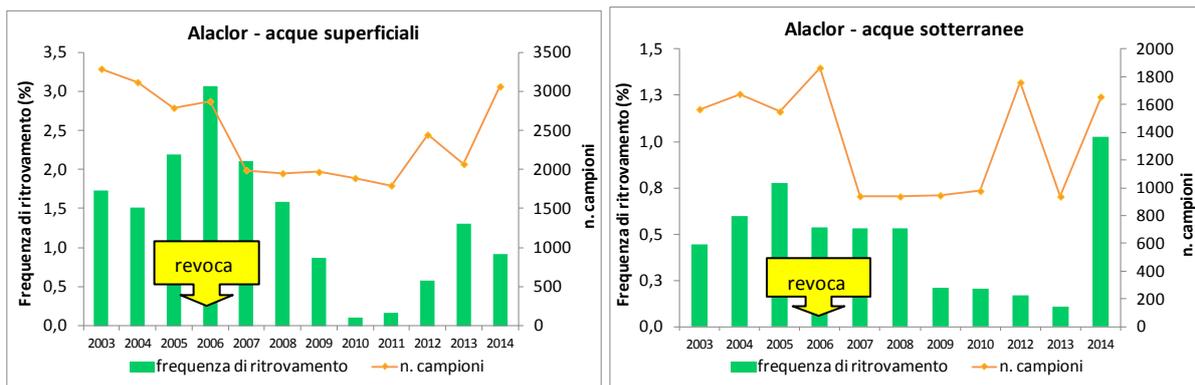


Figura 6.5 – Frequenza di ritrovamento e di ricerca dell'alaclor nel Bacino del Po.

La sostanza è stata revocata in tempi più recenti dell'atrazina e non è possibile ancora evidenziare una linea di tendenza della contaminazione residua. Ciò nonostante i grafici indicano una scomparsa più rapida nelle acque superficiali, e una sostanziale permanenza in quelle sotterranee.

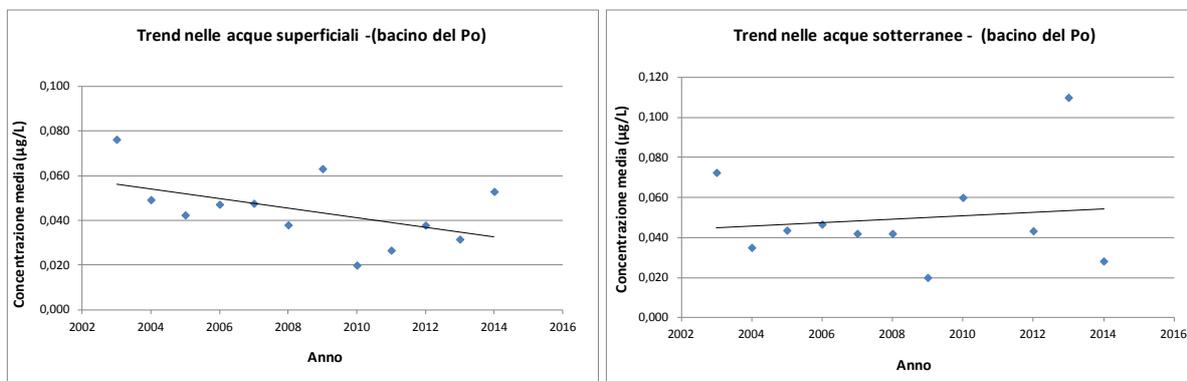


Figura 6.6 – Analisi dell'andamento della concentrazione dell'alaclor.

TERBUTILAZINA

I dati di monitoraggio raccolti dal 2003 hanno permesso di evidenziare come per alcune sostanze, più di altre, la contaminazione per frequenza, diffusione territoriale e superamento dei limiti di legge, costituisce un vero e proprio problema nell'area di studio. E' rilevante, a questo proposito, il caso della terbutilazina, unico erbicida della famiglia delle triazine ancora sul mercato.

La **terbutilazina** è tuttora uno degli erbicidi più utilizzati in Italia (mais, sorgo). A livello nazionale, nel 2014 la terbutilazina e il suo metabolita terbutilazina-desetil sono i principali contaminanti delle acque superficiali e sotterranee, anche con concentrazioni superiori a 0,1 µg/L. La contaminazione è presente in gran parte del territorio nazionale, ma nelle regioni dell'area padano-veneta la sua diffusione supera largamente la media nazionale, interessando la maggioranza delle stazioni di monitoraggio delle acque superficiali e gran parte di quelle sotterranee.

La sostanza è stata recentemente classificata dal RAC: tossicità specifica per organi bersaglio per esposizione ripetuta (cat.2), tossicità acuta per via orale (cat. 4), pericolo acuto per l'ambiente acquatico (cat. 1), inoltre è molto tossica per l'ambiente acquatico con effetti sia di tipo acuto sia cronico (cat. 1).

La terbutilazina, insieme al metabolita desetil-terbutilazina, è il principale contaminante del bacino del Po. La sostanza è presente nel 42,9% dei punti di monitoraggio delle acque superficiali e nel 5,4% di quelli delle sotterranee. Analoga diffusione è stata rilevata per il metabolita desetil-terbutilazina. In molti casi con concentrazioni superiori al valore di 0,1 µg/L, che, oltre ad essere il limite di legge nelle acque potabili, è la soglia per l'autorizzazione: in seguito all'utilizzo, infatti, la sostanza non dovrebbe lasciare residui sopra tale limite nelle acque sotterranee e nelle acque superficiali destinate all'estrazione di acqua per il consumo umano.

La sostanza ha caratteristiche simili a quelle dell'atrazina, e lo stato di contaminazione che si è determinato verosimilmente potrà avere una evoluzione analoga, con una persistenza nell'ambiente estremamente lunga, in particolare nelle acque sotterranee, e difficilmente reversibile.

La complessiva diffusa contaminazione della terbutilazina indica la necessità di un'analisi critica delle attuali procedure di autorizzazione delle sostanze. Innanzitutto, una corretta valutazione del rischio dovrebbe considerare in modo retrospettivo anche i dati di monitoraggio ambientale. Inoltre, i risultati presentati sull'atrazina, vietata da diversi anni dovrebbero essere considerati indicativi di quello che può essere il destino ambientale di altri pesticidi appartenenti alla stessa famiglia come la terbutilazina.

6. CONCLUSIONI

Il documento presenta un'analisi della contaminazione da pesticidi del bacino idrografico del Po, il più importante d'Italia per dimensione e per concentrazione delle attività umane, considerando in modo particolare la rilevanza dell'agricoltura esercitata in modo intensivo con elevato utilizzo di pesticidi.

Un monitoraggio esteso dell'area ha consentito di studiare la contaminazione da pesticidi e la sua evoluzione a partire dal 2003. È stata analizzata la presenza nel fiume e nelle acque sotterranee dell'intero bacino di alcuni erbicidi non più usati da anni, dimostrando che le sostanze possono persistere nell'ambiente più di quanto stimato in fase di valutazione preventiva nel processo di autorizzazione.

Nel fiume, in particolare, si è potuta determinare, con un notevole grado di correlazione, una curva di tendenza ben definita, che consente di stimare in circa 8 anni il tempo di dimezzamento dell'atrazina, per effetto complessivo dei diversi fenomeni che agiscono: degradazione e scomparsa. Nelle acque sotterranee, invece, non è possibile evidenziare un trend. La concentrazione della sostanza è pressoché stabile e a livelli sensibilmente più alti (circa 4 volte). Lo stesso si può dire per i principali metaboliti, con una concentrazione più alta del parentale. Una possibile spiegazione è che nelle acque sotterranee vengono a mancare quasi del tutto i meccanismi di degradazione e la concentrazione evolve con i tempi di ricambio, molto lunghi nelle falde profonde.

La concentrazione media è generalmente bassa, inferiore alle soglie regolamentari (acque potabili e SQA), ma in alcuni casi è tuttora superiore a tali livelli. L'ampiezza dell'area, la durata dell'esposizione, gli ecosistemi e la popolazione esposta, possono rendere rilevanti anche le basse concentrazioni. Queste informazioni dovrebbero essere attentamente valutate quando si deve definire un limite accettabile di concentrazione.

Pur riconoscendo la sostanziale validità del quadro regolamentare europeo in tema di sostanze chimiche, si segnalano alcune criticità che è opportuno considerare per arrivare a una più adeguata gestione del rischio dei pesticidi. Il processo di autorizzazione dei pesticidi si basa su una valutazione preventiva dell'impatto delle sostanze sull'ambiente e sull'uomo. Queste valutazioni si concretizzano in metodi di analisi del rischio da tempo codificati. L'autorizzazione viene concessa nel caso che tali valutazioni dimostrino il rispetto di determinati criteri.

Il primo aspetto critico del processo di autorizzazione riguarda la valutazione dell'esposizione nel caso di sorgenti diffuse. La valutazione viene fatta generalmente su scenari ipotetici idealizzati, non sempre rappresentativi delle situazioni reali, specie se si considera l'uso su larga scala e in elevate quantità.

Oltre ai dati e alle valutazioni presentate, diversi studi attestano le dinamiche estremamente lente con cui i pesticidi si muovono nel suolo e indicano che la contaminazione delle acque sotterranee può avvenire anche a distanza di anni dall'uso, anche quando questo non è più praticato [EC DG ENV, 2009].

Tali evidenze indicano la necessità di un'analisi critica delle attuali procedure di autorizzazione delle sostanze, e richiedono che una corretta valutazione del rischio dovrebbe considerare in modo retrospettivo i dati di monitoraggio ambientale. I dati di monitoraggio, infatti, sono strumenti preziosi per la valutazione del rischio e dovrebbero essere meglio utilizzati anche per validare modelli, approcci e conclusioni che derivano dalle valutazioni preventive.

Altro problema riguarda la valutazione di pericolo, in particolare per alcune sostanze estremamente problematiche quali le sostanze CMR, PBT/vPvB, IE generalmente considerate senza soglia di pericolo per le quali non è possibile stabilire un limite accettabile.

Una riflessione sulla sostenibilità, inoltre, è necessaria in considerazione del fatto che spesso nelle acque sono presenti miscele di sostanze diverse, la cui composizione non può essere conosciuta a priori, ma solo in seguito ad estese campagne di monitoraggio. Le note lacune conoscitive in tema di effetti cumulativi, soprattutto riguardo alle modalità di azione delle sostanze e una regolamentazione

in cui la valutazione del rischio è fatta sulle singole sostanze, consentono di affermare che il rischio dei pesticidi è sottostimato.

Come affermato nel documento “Opinion on the Toxicity and Assessment of Chemical Mixtures”: *Per quanto riguarda la valutazione delle miscele chimiche, una lacuna conoscitiva importante al momento attuale è il numero piuttosto limitato di sostanze chimiche per le quali vi sono sufficienti informazioni sulla loro modalità di azione. Attualmente, non c'è né un inventario concordato, né un insieme definito di criteri per caratterizzare le modalità d'azione nel caso di sostanze chimiche con pochi dati a disposizione.*

Se non ci sono informazioni sul modo d'azione, il metodo additivo dovrebbe essere preferito rispetto all'approccio azione indipendente. Per quanto riguarda le possibili interazioni fra le sostanze (ad es. sinergia), queste devono essere valutate caso per caso mediante giudizio di esperti [SCHER, SCCS, SCENIHR, 2012].

Infine, un discorso va fatto sull'uso di alcuni organismi indicatori per rappresentare l'ambiente nella sua totalità. Come riconosciuto dai tre comitati scientifici della Commissione Europea, la valutazione preventiva del rischio non è sufficientemente adeguata, in particolare manca di realismo, questo comporta un'elevata incertezza sulle conseguenze dell'inquinamento sulla struttura e le funzioni degli ecosistemi, che viene normalmente affrontata con l'applicazione di fattori di incertezza/sicurezza. Come affermato nel documento “Addressing the New Challenges for Risk Assessment” *La sfida principale per la valutazione del rischio ecologico è quello di sviluppare strumenti che tengano conto della complessità degli ecosistemi potenzialmente esposti e consentire la valutazione degli effetti site-specific. [SCHER, SCENIHR, SCCS, 2013].*

I risultati dello studio fatto sull'atrazina, vietata da diversi anni, dovrebbero essere considerati indicativi di quello che può essere il destino ambientale di altri pesticidi, specialmente nelle acque sotterranee. In particolare questo vale per le sostanze appartenenti alla stessa famiglia come gli erbicidi triazinici, tra i quali la terbutilazina, ancora in uso e attualmente, insieme al metabolita desetil-terbutilazina, il principale contaminante del bacino del Po. La sostanza è, infatti, presente nel 42,9% dei punti di monitoraggio delle acque superficiali e nel 5,4% di quelli delle sotterranee. Analoga diffusione è stata rilevata per il metabolita desetil-terbutilazina. In molti casi con concentrazioni superiori al limite di 0,1 µg/L, che è la soglia per l'autorizzazione.

L'inquinamento chimico segue vie complesse e difficili da prevedere. La risposta dell'ambiente, inoltre, risente della persistenza delle sostanze e delle dinamiche idrologiche spesso molto lente, specialmente nelle acque sotterranee, che possono determinare un accumulo di inquinanti, e un difficile ripristino delle condizioni naturali.

La sostenibilità dell'inquinamento chimico, pertanto, non può essere riferita semplicemente al rispetto di determinati limiti di legge, ma deve basarsi su una valutazione complessiva dell'ambiente e della capacità degli ecosistemi di rispondere ai fattori di stress antropici e di ripristinare le condizioni precedenti, o almeno condizioni ecologicamente sostenibili (resilienza).

RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI E SITI DI CONSULTAZIONE

- [Autorità di Bacino del fiume Po, 2006] Caratteristiche del bacino del fiume Po e primo esame dell'impatto ambientale delle attività umane sulle risorse idriche. www.adbpo.it
- [Backhaus, 2010] Backhaus, T. et al. (2010). Hazard and Risk Assessment of Chemical Mixtures under REACH - State of the Art, Gaps and Options for Improvement. Swedish Chemicals Agency, Order No. 510 968.
- [COM(2012) 252] Comunicazione della Commissione al Consiglio. Effetti combinati delle sostanze chimiche. Miscele chimiche. COM(2012) 252 final.
- [Crobe A., et al, 2002] Crobe A., Bottoni P., Fava L., Orrù M.A., Funari E. (2002) Istituto Superiore di Sanità. Rischio di contaminazione delle acque sotterranee: schede monografiche di alcuni metaboliti di prodotti fitosanitari . Rapporti ISTISAN 02/37.
- [D.Lgs. 152/2006] Decreto Legislativo del 3 aprile 2006, n.152, recante norme in materia ambientale. (G.U. n. 88 del 14 aprile 2006 - suppl. ord. n. 96).
- [DM 56/2009] Decreto 14 aprile 2009, n.56 del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del territorio e del Mare. Regolamento recante «Criteri tecnici per il monitoraggio dei corpi idrici e l'identificazione delle condizioni di riferimento per la modifica delle norme tecniche del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152, recante Norme in materia ambientale, predisposto ai sensi dell'articolo 75, comma 3, del decreto legislativo medesimo».
- [DM 35/2014] Decreto 22 gennaio 2014, n.35 interministeriale. Adozione del Piano di azione nazionale per l'uso sostenibile dei prodotti fitosanitari, ai sensi dell'articolo 6 del decreto legislativo 14 agosto 2012, n. 150 recante: «Attuazione della direttiva 2009/128/CE che istituisce un quadro per l'azione comunitaria ai fini dell'utilizzo sostenibile dei pesticidi». (14A00732) (GU Serie Generale n.35 del 12-2-2014).
- [Dir. 98/83/CE] Direttiva 98/83/CE del Consiglio del 3 novembre 1998 concernente la qualità delle acque destinate al consumo umano.
- [Dir. 2006/118/CE] Direttiva 2006/118/CE del 12 dicembre 2006 sulla protezione delle acque sotterranee dall'inquinamento e dal deterioramento.
- [Dir. 2008/105/CE] Direttiva 2008/105/CE del Parlamento europeo e del Consiglio del 16 dicembre 2008, relativa a standard di qualità ambientale nel settore della politica delle acque, recante modifica e successiva abrogazione delle direttive del consiglio 82/176/CEE, 83/513/CEE, 84/156/CEE, 84/491/CEE e 86/280/CEE, nonché modifica della direttiva 2000/60/CE del Parlamento europeo e del Consiglio.
- [Dir. 2009/90/CE] Direttiva 2009/90/CE del 31 luglio 2009 che stabilisce, conformemente alla direttiva 2000/60/CE del Parlamento europeo e del Consiglio, specifiche tecniche per l'analisi chimica e il monitoraggio dello stato delle acque. La direttiva è stata recepita in Italia con il decreto legislativo 10 dicembre 2010, n. 219.
- [Dir. 2009/128/CE] Direttiva 2009/128/CE del Parlamento europeo e del Consiglio del 21 ottobre 2009, che istituisce un quadro per l'azione comunitaria ai fini dell'utilizzo sostenibile dei pesticidi.
- [EC, 1999)] Communication from the Commission to the Council and the European Parliament - Community Strategy for Endocrine Disrupters. COM (1999) 706 final.
- [EC, 2000] Towards the establishment of a priority list of substances for further evaluation of their role in endocrine disruption: preparation of a candidate list of substances as a basis for priority

-
- setting. BKH Consulting Engineers, Delft, The Netherlands (on behalf of European Commission DG ENV).
- [EC DG ENV - News Alert Issue 159 - July 2009]
<http://ec.europa.eu/environment/integration/research/newsalert/pdf>
- [EC, 2005] ED Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive Environmental Quality Standards (EQS) - Substance Data Sheet - Priority Substance No. 1 – Alachlor – Final version, Luglio 2005
- [Finizio A., 1997] Definizione di criteri di classificazione del rischio ambientale di prodotti fitosanitari, conparticolare riferimento agli effetti su organismi non bersaglio. RTI 2/97-AMB-NOCS. ANPA.
- [Reg. CE 1107/2009] Regolamento (CE) n. 1107/2009 del Parlamento europeo e del Consiglio del 21 ottobre 2009 relativo all'immissione sul mercato dei prodotti fitosanitari e che abroga le direttive del Consiglio 79/117/CEE e 91/414/CEE.
- [Reg. CE 1272/2008] Regolamento (CE) n. 1272/2008 del Parlamento europeo e del Consiglio, del 16 dicembre 2008, CLP, relativo alla classificazione, all'etichettatura e all'imballaggio delle sostanze e delle miscele.
- [Reg. UE 528/2012] Regolamento (UE) n. 528/2012 del Parlamento europeo e del Consiglio, del 22 maggio 2012, relativo alla messa a disposizione sul mercato e all'uso dei biocidi.
- [ISPRA, 2016] Rapporto nazionale pesticidi nelle acque. Dati 2013-2014. Rapporti ISPRA 244/2016.
- [Kortenkamp, 2014] Kortenkamp, A. (2014). Low dose mixture effects of endocrine disrupters and their implications for regulatory thresholds in chemical risk assessment. *Current Opinion in Pharmacology* 2014, 19; 105-111.
- [Rockström J., et al., 2009] Planetary boundaries: Exploring the safe operating space for humanity, *Ecology and Society* 14, 32.
- [SCHER, SCCS, SCENIHR, 2012]. Opinion on the Toxicity and Assessment of Chemical Mixtures. ISB N 978- 92-79-3 0700-3. European Union, 2012.
- [SCHER, SCENIHR, SCCS, 2013] Addressing the New Challenges for Risk Assessment. ISSN 2315-0106. European Union, 2013.

