

GLI EFFETTI DELL'IMPATTO ANTROPICO SULLA QUALITÀ DELLE ACQUE: LA  
PRESENZA DEL PESTICIDA GLIFOSATE E DEL SUO METABOLITA AMPA NEI CORPI  
IDRICI DELLA LOMBARDIA

Mariano Tenuta<sup>1\*</sup>, Marco Aquino<sup>2</sup>, Federico Rappelli<sup>1</sup>

<sup>1</sup>**Polis-Lombardia**- Istituto regionale per il supporto alle politiche della Lombardia, Milano (MI), Italy

<sup>2</sup>**DIAM**- Dipartimento di ingegneria ambientale University of Calabria, Arcavacata di Rende (CS), Italy.

**SOMMARIO**

L'ambiente acquatico rappresenta una delle matrici ambientali più sensibili e vulnerabili ai prodotti fitosanitari, anche a causa della facilità con cui possono essere contaminati.

Inoltre, le peculiarità di alcuni fitofarmaci, come l'alta solubilità e l'alta capacità di adsorbimento, tipiche di pesticidi come il glifosate e il suo principale metabolita l'acido aminometilfosfonico (AMPA) aumentano ulteriormente le vulnerabilità di questi sistemi.

In questo studio si andranno quindi ad osservare le relazioni tra la diffusione dei fitofarmaci nei corpi idrici superficiali, e di conseguenza nell'ambiente, e il relativo uso antropico del suolo.

Per raggiungere tale scopo è stata scelta l'area nord occidentale della Lombardia caratterizzata da una serie di caratteristiche peculiari quali: presenza di fitofarmaci all'interno dei corpi idrici di aree urbane, buona distribuzione della rete di monitoraggio ARPA e quantità di prodotti fitosanitari distribuiti per uso agricolo bassa nella provincia di Milano e quasi nulla nelle province adiacenti (Varese, Monza, Como), che la rendono un ottimo caso studio.

## 1. Introduzione

Il Glifosato è l'erbicida più utilizzato nel mondo e in Italia, infatti, secondo i dati ISTAT, le vendite medie nazionali superano le 1.000 tonnellate/anno. Si tratta di un erbicida a largo spettro usato per il diserbo sistemico sia su colture arboree ed erbacee che su aree non destinate alle colture agrarie, come quelle industriali, civili, negli argini e nei bordi stradali. La sua degradazione microbica produce il suo principale metabolita l'acido aminometilfosfonico (AMPA) (Rueppel et al., 1977; Forlani et al., 1999). L'acido risulta tuttavia il metabolita finale anche di una serie di composti fosfonati impiegati generalmente nella detergenza industriale e domestica (Skark et al., 1998).

Negli USA, diversi studi (Hoffman et al. 2000; Kolpin et al. 2006) hanno dimostrato come la concentrazione dei pesticidi nei corsi d'acqua sia influenzata dal processo di urbanizzazione, ed in particolare dai fenomeni di dilavamento urbano che si verificano durante le precipitazioni (Phillips and Bode 2002; Phillips and Bode 2004). In Europa, diversi studi hanno mostrato simili fenomeni in corsi d'acqua francesi (Blanchoud et al. 2004; Blanchoud et al. 2007; Botta et al. 2009) ed in alcuni bacini svizzeri (Wittmer et al., 2011). In quest'ultimi casi è stato inoltre evidenziato come i tassi di dispersione di alcuni pesticidi in ambito urbano possano essere fino a dieci volte superiori rispetto a quelli che si verificano nei terreni agricoli.

Il fenomeno, si verifica soprattutto nel caso dei pesticidi caratterizzati da alta solubilità in acqua e alta capacità di adsorbimento nei suoli, come il glifosato e l'AMPA (Rubio et al., 2003; Skark et al., 1998; Veiga et al., 2001). In particolare, il glifosato disperso nei campi, nelle foreste e in altri tipi di terreno tende ad avere una bassa capacità di dispersione e di penetrazione in quanto rimane fermo negli strati superiori del terreno dove viene degradato dai batteri presenti senza raggiungere le falde acquifere.

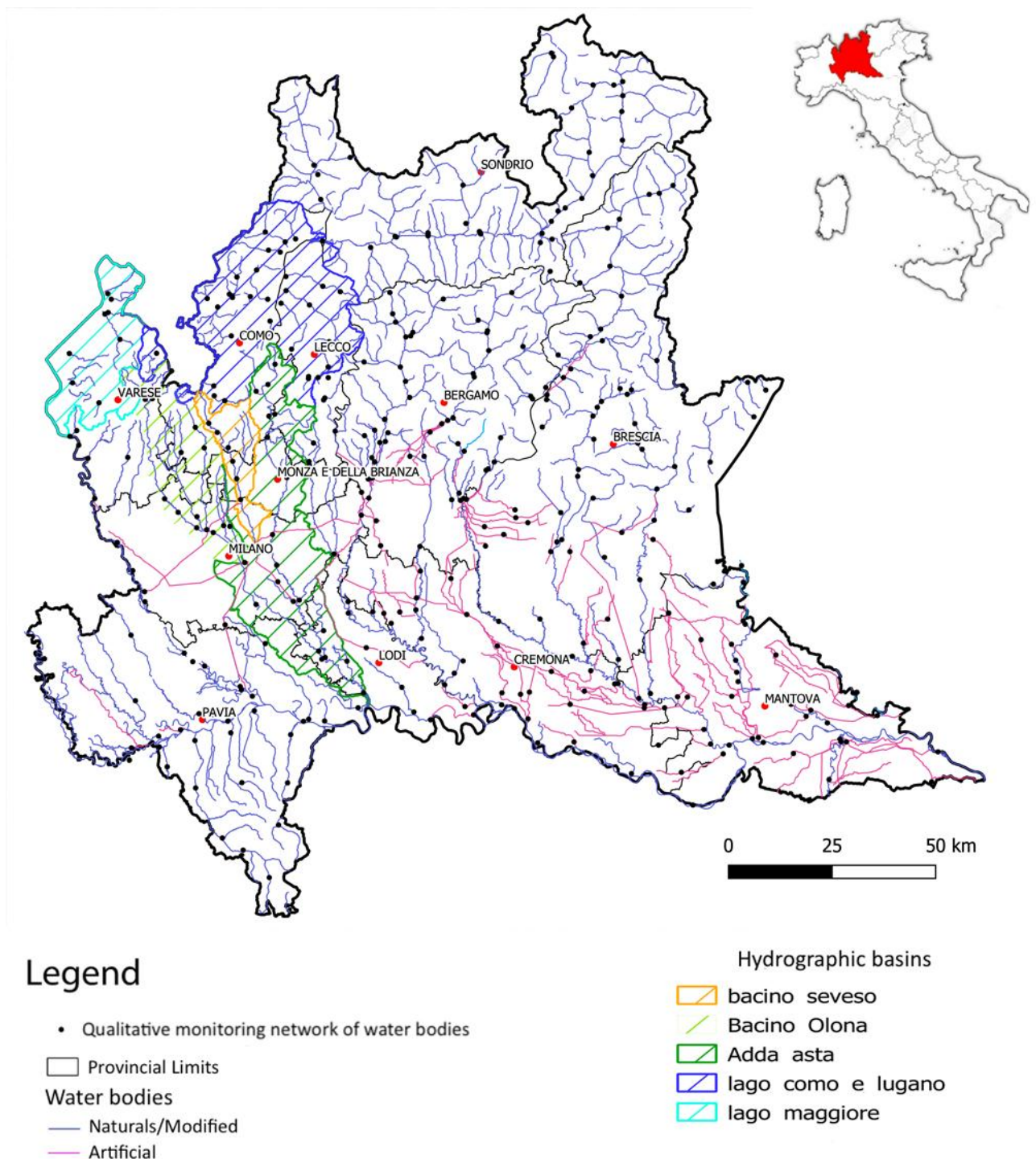
Al contrario, in ambienti urbani la presenza di superfici impermeabili (ad es. strade, pavimentazioni) impedisce l'infiltrazione e l'adsorbimento del glifosato da parte del suolo favorendone invece il rapido deflusso.

Lo scopo dello studio è quindi quello di: (1) fornire una migliore comprensione del potenziale contributo del glifosato e dell'AMPA nei corsi d'acqua derivati dall'uso urbano e (2) determinare le relazioni tra la concentrazione degli erbicidi nei corsi d'acqua e il relativo uso urbano del suolo.

## 2. Area di studio

L'area di studio cade nella porzione Nord-occidentale della Lombardia (Nord Italia) ed interessa le province di Milano, Monza e Brianza, Como, Varese e Lecco (fig. 1). In queste province, la quantità di prodotti fitosanitari distribuiti per uso agricolo nel 2017 risulta basso o nullo permettendo così di poter ricollegare la presenza dei fitofarmaci nei corpi idrici unicamente all'uso urbano degli stessi. I bacini di drenaggio identificati per lo studio sono: Il bacino dell'Olna - Lambro Meridionale in cui sono state scelte 15 stazioni di monitoraggio qualitative ARPA per la quali sono stati ricostruiti i relativi subbacini idrografici, il bacino del Lambro in cui sono state scelte 15 stazioni di monitoraggio qualitative ARPA per la quali sono stati ricostruiti i relativi subbacini idrografici, il bacino del Seveso in cui sono state scelte 6 stazioni di monitoraggio qualitative ARPA per la quali sono stati ricostruiti i relativi subbacini idrografici, e infine 22 stazioni di monitoraggio qualitative ARPA per la quali sono stati ricostruiti i relativi subbacini idrografici ubicate tra la provincia di Varese e Como e legate ai bacini idrografici del lago di Como, Lugano, Maggiore ed al bacino del Ticino Sub lacuale. La dimensione dei sub-bacini è estremamente variabile, e varia da pochi kmq a centinaia di kmq, così come la percentuale di uso antropico del suolo che va da meno dell'1% a circa il 63%. In linea generale sono stati indagati 3 tipologie di sub-bacini idrografici: (1) bacini di medie-piccole dimensioni con una bassa percentuale di uso antropico del suolo ed ubicati generalmente nell'aree di upstream dei bacini del Seveso, dell'Olna e del Lambro, nonché i sub-bacini legati ai bacini idrografici del lago di Como, Maggiore e di Lugano; (2) bacini di medie-piccole dimensioni con una alte percentuale di uso antropico del suolo ed ubicati generalmente nella provincia di Varese e nella zona di mid-stream dei bacini del Seveso dell'Olna e del Lambro ed infine (3) bacini di grosse dimensioni, legati alla creazione di sub-

bacini di drenaggio relative a stazioni di monitoraggio ubicate nelle zone di downstream dei bacini Seveso, dell'Olna e del Lambro. In quest'ultimo caso l'elevata dimensione dei bacini rende variabili le percentuali di uso antropico del suolo.



**Figura 1** Identificazione dell'area di studio e dei relativi bacini idrografici indagati. I punti in nero rappresentano l'attuale rete di monitoraggio qualitativa dei corpi idrici superficiali ARPA

### 3. Metodologia

I dati relativi ai due fitofarmaci (Glifosate e AMPA) provengono dall'attività di monitoraggio realizzato da ARPA Lombardia e sono relativi al 2017. Per i due fitofarmaci è stata calcolata la concentrazione media annua tenendo conto sia del numero di superamenti dei valori di SQA (Standard di Qualità Ambientale), sia del periodo in cui essi sono avvenuti. Ciò ha permesso di individuare eventuali dati anomali da escludere dal processo di classificazione, in modo da identificare con maggiore confidenza i corpi idrici sui quali esiste un effettivo problema di qualità chimica delle acque e per i quali è quindi necessario adottare le opportune misure di risanamento.

Il lavoro è stato realizzato mediante il software QGIS 3.4.1, il quale offre nativamente e mediante plugin molte funzioni GIS di uso comune. A tale software è stato associato il sistema GRASS (Geographic Resources Analysis Support System) che ha consentito di aumentare notevolmente le possibilità di analisi di QGIS, in particolar modo per quanto riguarda l'elaborazione dei dati in formato raster, permettendo anche, in determinati casi, di migliorare la qualità dei dati vettoriali. Mediante QGIS Desktop 3.4.1 associato a GRASS 7.0.4 è stato quindi possibile ricostruire i subbacini relativi alle singole stazioni di monitoraggio.

Infine, mediante PostGIS, estensione spaziale del server PostgreSQL è stato possibile di introdurre nel database anche dati geografici ed eseguire operazioni su di essi. Nella realizzazione del paper è stata utilizzata la versione 2.5.3. L'utilizzo di query per interrogare il sistema GIS ha permesso così di ottenere diverse informazioni necessarie, come ad esempio la quantificazione dei vari usi di suolo all'interno dei subbacini idrografici relativi a ogni stazione di monitoraggio.

#### 3.1 Digitalizzazione delle mappe: QGIS

Ai fini del seguente lavoro, i dati relativi alle stazioni di monitoraggio e ai corpi idrici sono stati ottenuti grazie alle mappe del Piano di Tutela ed Uso delle Acque 2016, inerenti la pianificazione / programmazione di misure per il raggiungimento degli obiettivi di qualità ambientale dei corpi idrici. Le tavole del PTUA rappresentano i corpi idrici di riferimento, la relativa rete di monitoraggio, lo stato ed obiettivo dei corpi idrici superficiali e sotterranei per gli intervalli temporali di riferimento, le aree protette ai sensi della Direttiva 2000/60/CE. Tutti i riferimenti sono disponibili al link: [http://www.geoportale.regione.lombardia.it/downloadacchetti?p\\_p\\_id=dwnpackageportlet\\_WAR\\_geoportaledownloadportlet&p\\_p\\_lifecycle=0&metadataid={67477913-E436-4F20-9C25-DBCD5522BAF3}](http://www.geoportale.regione.lombardia.it/downloadacchetti?p_p_id=dwnpackageportlet_WAR_geoportaledownloadportlet&p_p_lifecycle=0&metadataid={67477913-E436-4F20-9C25-DBCD5522BAF3})

La banca dati relativa all'uso del suolo del progetto DUSAF 2015 (Destinazione d'Uso dei Suoli Agricoli e Forestali) per tutte le province della Lombardia proviene dal geoportale lombardia ed è disponibile al seguente

link: [http://www.geoportale.regione.lombardia.it/downloadpacchetti?p\\_p\\_id=dwnpackageportlet\\_WAR\\_geoportaledownloadportlet&p\\_p\\_lifecycle=0&metadataid={8A509A02-97FD-458A-84D1-280F81A96640}](http://www.geoportale.regione.lombardia.it/downloadpacchetti?p_p_id=dwnpackageportlet_WAR_geoportaledownloadportlet&p_p_lifecycle=0&metadataid={8A509A02-97FD-458A-84D1-280F81A96640})

Il modello digitale del terreno è rappresentato da un DTM con struttura a griglia con passo di campionamento pari a 20 metri, che può essere utilizzato sia per analizzare l'andamento orografico del territorio lombardo, sia per effettuare studi di vario tipo, essendo integrabile con le altre base dati vettoriali del sistema informativo territoriale regionale. I dati relativi al DTM della Lombardia proviene dal geoportale lombardia ed è disponibile al seguente link: [http://www.cartografia.regione.lombardia.it/download/lombardia\\_dtm.zip](http://www.cartografia.regione.lombardia.it/download/lombardia_dtm.zip)

### 3.2 Identificazione dei bacini e subbacini di drenaggio: Grass GIS

Il sistema **GRASS (Geographic Resources Analysis Support System)** consente di aumentare notevolmente le possibilità di analisi di QGIS, in particolar modo per quanto riguarda l'elaborazione dei dati in formato raster, permettendo anche, in determinati casi, di migliorare la qualità dei dati vettoriali.

Per la creazione dei subbacini relativi alle singole stazioni di monitoraggio è stato utilizzato Q GIS Desktop 3.4.1 associato a GRASS 7.0.4.

Un nuovo Mapset è stato creato in Grass7.0.4. Successivamente, il file dem20 è stato importato in GRASS e le celle con errori sono state corrette (Fig. 2). Le celle con errori sono singole celle circondate da altre celle con elevazione maggiore (*pit or sink*). *Pit o sink* causano indeterminazione nella direzione di drenaggio della cella. Tra i comandi di GRASS, *r.fill.nulls* e *r.fill.dir* permettono di risolvere il problema.

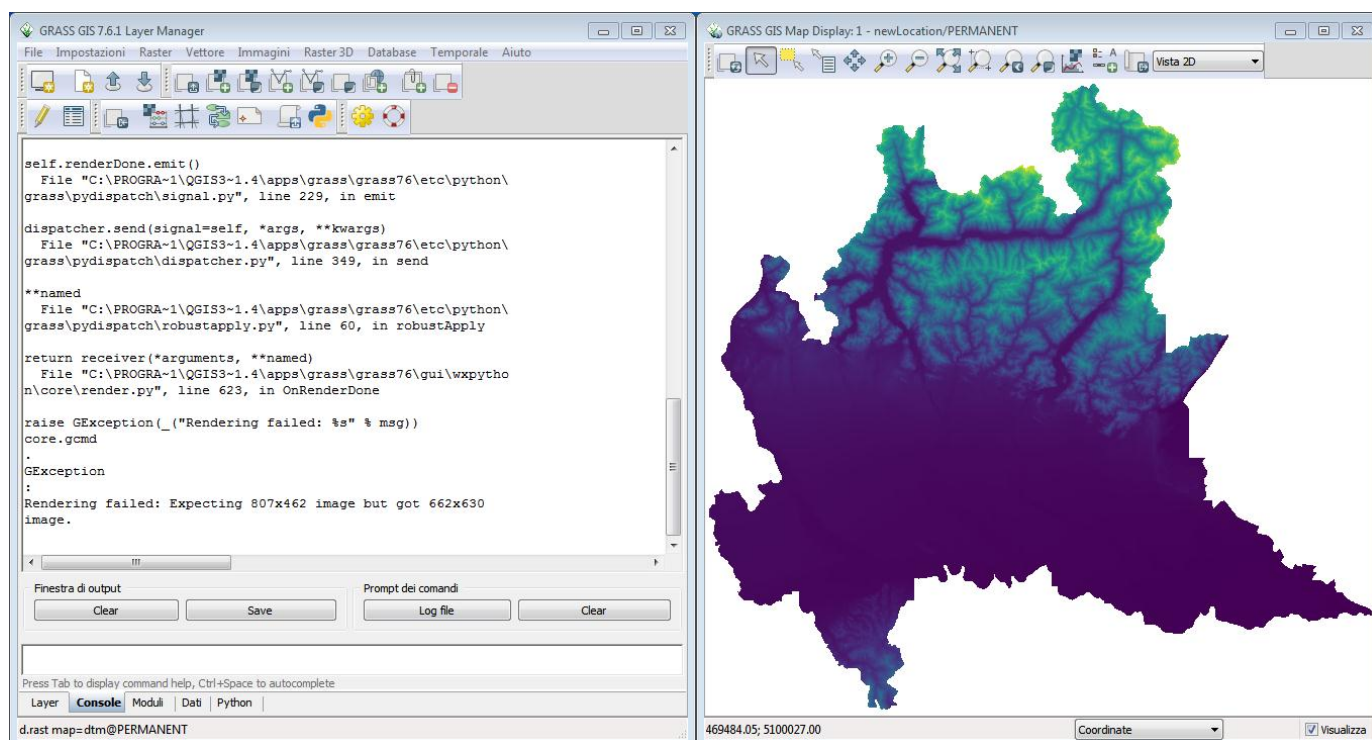


Figura 2 Interfaccia grafica di GRASS GIS 7.0.4

Successivamente il comando *r.watershed* (**Raster -> Hydrologic modeling -> Watershed analysis**) ha permesso di identificare tutti i bacini con una superficie di almeno 1 chilometro quadrato. Per le relative richieste sono stati inseriti i seguenti valori:

- il nome del DTM di partenza (Input map: elevation on which entire analysis is based): *elevation.dem*;
- la dimensione minima del sottobacino (Input value: minimum size of exterior watershed basin): *1000*;
- il nome della mappa di output di accumulazione (Output map: number of cells that drain through each cell): *accumulazione*.
- il nome della mappa di output con i bacini identificati (Output map: unique label for each watershed basin): *subbacini\_progetto\_fitofarmaci*

Il processo di estrazione ha permesso di ottenere una serie di mappe, tra cui la mappa di accumulazione, in cui viene calcolato il numero di celle che drenano da ogni cella, nonché mappe relative alla direzione del drenaggio, alla posizione di corsi d'acqua ed ai bacini idrografici. Successivamente, dalla mappa di direzione

del drenaggio e da un insieme di coordinate che rappresentano le stazioni di monitoraggio, sono stati ricostruiti i bacini di drenaggio attraverso lo strumento GRASS “*r.water.outlet*”.

In questo caso i parametri utilizzati sono:

**input=name [required]**

Name of input drainage direction map

**output=name [required]**

Name for output watershed basin map

**coordinates=east,north [required]**

Coordinates of outlet point

Ogni sotto-bacino è stato esportato in formato GeoTiff, attraverso il comando “*r.out.gdal.gtiff*”, e convertito in .shp attraverso il comando Qgis: **Raster → Conversion → Polygonization**.

### 3.3 *Quantificazione dei relativi a usi del suolo per ogni subbacino idrografico: PostgreSQL e PostGIS*

PostgreSQL in sintesi usa il linguaggio SQL per eseguire delle query sui dati. Questi sono conservati come una serie di tabelle con chiavi esterne che servono a collegare i dati correlati. Nella realizzazione del progetto è stata utilizzata la versione 10.

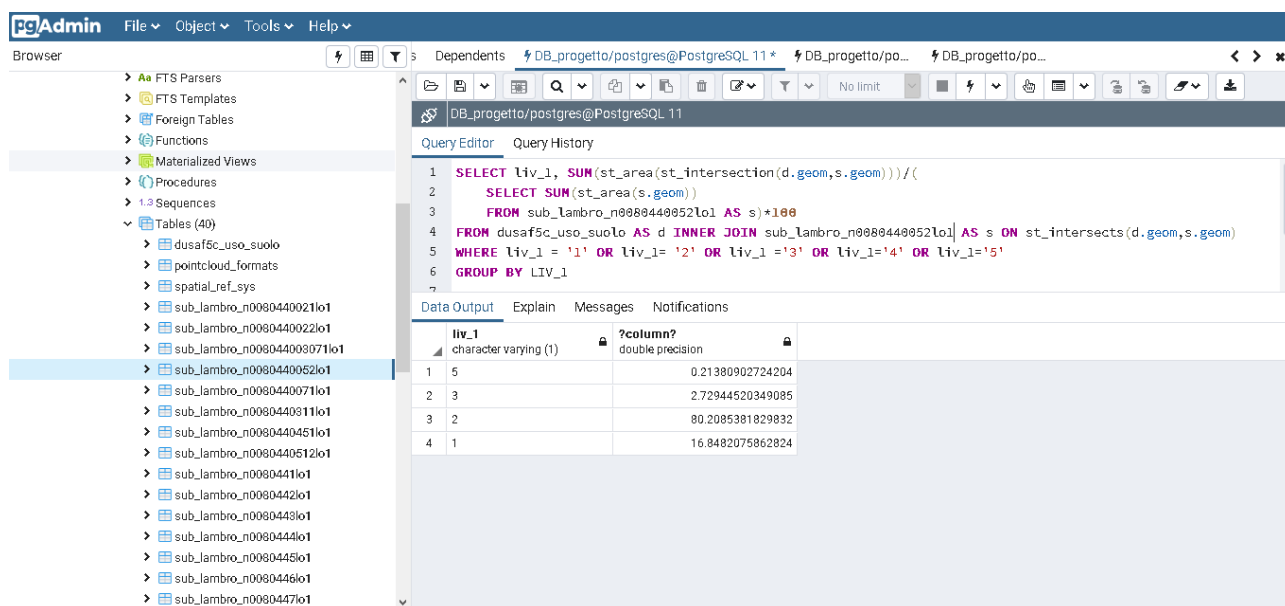
PostGIS è l'estensione spaziale del server PostgreSQL che introduce i tipi di dato geometrico e le funzioni per lavorare con essi. Fornisce i tipi di dati specificati negli standard dell'Open Geospatial Consortium. In particolare, è un geodatabase e fornisce il sistema di gestione dati sui quali è basato un GIS. Consente di poter archiviare su database anche dati geografici e di eseguire operazioni su di essi.

Le geometrie che si possono manipolare ed usare grazie a PostGis sono le seguenti: point, line, polygon, multipoint, multiline, multipolygon e geometry collections. Molto interessanti sono anche le funzioni di postGIS oltre che l'analisi di alcune tra le più importanti operazioni che è possibile eseguire che sono l'importazione e l'esportazione di shapefile (.shp). Nella realizzazione del progetto è stata utilizzata la versione 2.5.3. L'utilizzo di query per interrogare il sistema GIS ha permesso di ottenere diverse informazioni necessarie, come ad esempio la quantificazione dei vari usi di suolo all'interno dei subbacini idrografici relativi a ogni stazione di monitoraggio.

ES. Query utilizzata per ottenere: nome, area (kmq) e percentuali dei diversi usi del suolo nel subbacino relativo alla stazione di monitoraggio n0080440052lo1 (fig. 3) dove:

- *liv\_1* permette di avere una suddivisione in base al primo livello di dettaglio del DUSAF (vedi Cap 1 per maggiori dettagli);
- *sub\_lambro\_n0080440052lo1* rappresenta il sub bacino idrografico relativo alla stazione di monitoraggio *n0080440052lo1*
- *dusaf5c\_uso\_suolo* rappresenta il DUSAF 2015 ottimizzato e corretto ai fini dell'interrogazione nel geodatabase
- *liv\_1 = '1'*, *liv\_1 = '2'* ecc... rappresentano invece le varie categorie di uso del suolo





**Figura 3** Interfaccia grafica di PostgreSQL

#### 4. Risultati

I risultati presentati in tabella 1 sono stati plottati all'interno di box plot relativi alle concentrazioni di glifosate e di AMPA (Fig 4). In entrambi i casi i risultati sono stati suddivisi in due campi: uno relativo alle concentrazioni di glifosate e AMPA rilevate in stazioni di monitoraggio in cui il relativo sub-bacino di drenaggio era interessato per meno del 30% da un uso antropico del suolo e un secondo in cui le concentrazioni dei fitofarmaci derivano da stazioni di monitoraggio in cui il relativo sub-bacino di drenaggio è interessato per più del 30% da un uso antropico del suolo.

La scelta del valore limite del 30 % deriva dal fatto che in letteratura (vedi ad esempio PTUA Regione Lombardia) questa percentuale rappresenta il valore limite oltre il cui la pressione diffusa relativa al dilavamento urbano inizia ad essere significativa e ad avere un impatto importante sulla qualità dei corpi idrici.

La retta viola rappresenta infine il valore limite di legge per un fitofarmaco in un corpo idrico (vedi direttiva Europea 2008/105/CE recepita a livello nazionale dal D.Lgs. 152/2006 sugli Standard di Qualità Ambientale (SQA) per le acque superficiali).

Nella rappresentazione dei risultati nei box plot sono state utilizzate due diverse scale nelle ordinate, relative al glifosate (con valori tra 0 a 1 µg/L) e all'AMPA (con valori tra 0 a 10 µg/L); ciò deriva dal fatto che le concentrazioni di AMPA sono generalmente dell'ordine di 10 volte superiori rispetto a quelle del glifosate.

I dati presenti all'interno della fig. 4 mostrano che tutti i sub bacini idrografici relativi alle stazioni di monitoraggio del Seveso sono caratterizzate da un'elevata percentuale di uso antropico del suolo. Nello specifico le concentrazioni medie annue (CMA) di glifosate variano da 0.04 µg/L a 0.23 µg/L e generalmente superano il valore limite di legge di 0.1 µg/L posto dalla direttiva Europea 2008/105/CE e dal D.Lgs. 152/2006.

Situazione analoga per la concentrazione di AMPA, che supera i limiti di legge in tutte le stazioni considerate, sebbene con concentrazioni variabili tra i 0.14 e i 7.83 µg/L: Generalmente le basse concentrazioni sono riferibili alle stazioni ubicate nelle aree di upstream del bacino e relativi a piccoli subbacini idrografici, al contrario si osserva un aumento nelle concentrazioni all'interno di bacini di dimensioni medio grandi (bacini idrografici da decine a centinaia di chilometri). Il bacino del Seveso, caratterizzato da un uso antropico del suolo del 55% mostra anche il rapporto maggiore AMPA/Glifosate rispetto a tutti gli altri bacini indagati.

Stazione di Monitoraggio	COORD X	COORD Y	Bacino di Appartenenza	Estensione sub-bacino (Kmq)	Concentrazione media annua glifosate 2017 ( µg/L)	Concentrazione media annua AMPA (2017)	% Uso del suolo (DURSAF 2015) 1
							aree antropizzate
n00800109101012lo1	511500	5054745	SEVESO	66.47	0.08	1.03	43%
n00800109101012lo1	506515.443	5064482.073	SEVESO	46.07	0.10	4.42	42%
n00800109101013lo1	510244	5057483	SEVESO	88	0.23	7.83	46%
n00800109101014lo1	514224.133	5042753.299	SEVESO	232.3	0.16	5.33	55%
n00804100201011lo1	489783.626	5074200.174	OLONA-LAMBRO MERIDIONALE	15	0.08	0.11	16%
n00804100201021lr1	490853.607	5072630.216	OLONA-LAMBRO MERIDIONALE	14.29	0.06	0.08	29%
n00804400201013lo1	503984.202	5040945.375	OLONA-LAMBRO MERIDIONALE	134.83	0.14	1.68	46%
n00804400201102lo1	501606.256	5044089.386	OLONA-LAMBRO MERIDIONALE	139.89	0.63	5.80	33%
n008044002012lo1	493815.352	5048417.365	OLONA-LAMBRO MERIDIONALE	190.26	0.10	0.85	41%
n008044002013lo1	501549.22	5041408.387	OLONA-LAMBRO MERIDIONALE	228.42	0.12	1.03	45%
n008044002014lo1	505545	5040248	OLONA-LAMBRO MERIDIONALE	538.33	0.15	2.12	44%
N0080440021lo1	515885.932	5022866.45	OLONA-LAMBRO MERIDIONALE	750.5	0.06	1.04	49%
N0080440022lo1	531752.723	5009630.488	OLONA-LAMBRO MERIDIONALE	868.03	0.05	1.32	44%
n008044003071lo1	524890.864	5023595.373	LAMBRO	45.89	0.32	1.47	32%
n0080440052lo1	530982	5011585	LAMBRO	49.6	0.19	0.52	17%
n0080440451lo1	537818.757	5009140.446	LAMBRO	25.28	0.08	0.38	16%
n0080444lo1	523310.114	5053544.048	LAMBRO	306.01	0.07	0.64	34%
n0080445lo1	520852.966	5032363.24	LAMBRO	525	0.06	0.79	50%
n0080446lo1	532540	5010046	LAMBRO	817	0.06	0.48	48%
n0080447lo1	541817	5001482	LAMBRO	2116.29	0.03	0.82	44%
polsadcallo1	526308.856	5023917.364	LAMBRO	31.35	<0,1	0.34	21%
polssscallo1	532165.983	5016525.378	LAMBRO	43.06	0.12	0.14	17%
n00800109101131lo1	504454.484	5066690.063	SEVESO	10.95	0.24	0.14	55%
n008001091011lo1	504454.484	5066690.063	SEVESO	22.79	0.04	0.56	48%
n0080410020107012lo1	508066	5041930	OLONA-LAMBRO MERIDIONALE	33.55	0.85	1.17	48%
n00804100201082lo1	509548.169	5041753.338	OLONA-LAMBRO MERIDIONALE	15.99	<0,1	1.08	36%
n008041002011lo1	488498.635	5074040.157	OLONA-LAMBRO MERIDIONALE	22.45	0.35	0.29	36%
n00804400201011lo1	489134.62	5072476.193	OLONA-LAMBRO MERIDIONALE	32.1	0.04	0.25	37%
n00804400201101lo1	497785.457	5059626.324	OLONA-LAMBRO MERIDIONALE	19.45	0.16	0.20	32%
n00804400201a1lo1	489134.62	5072476.193	OLONA-LAMBRO MERIDIONALE	9.96	0.18	0.23	63%



n0080440071lo1	515905	5074439	LAMBRO	3.58	<0,05	<0,05	1%
n0080440311lo1	518616.257	5063302.927	LAMBRO	19.23	<0,1	<0,05	37%
n0080440512lo1	520393.302	5068879.802	LAMBRO	45.12	0.10	0.17	32%
n0080441lo1	520450.473	5080953.614	LAMBRO	11.97	<0,05	<0,05	7%
n0080442lo1	518736.427	5076064.713	LAMBRO	57.88	<0,05	<0,05	10%
n0080443lo1	518988.313	5068424.828	LAMBRO	169.54	<0,05	<0,1	24%
n0080010552lo1	505773.577	5073330.896	LAGO DI COMO	38.28	0.47	4.05	30%
n0080010552lo2	508319	5072146	LAGO DI COMO	25.23	0.14	0.06	12%
n008001055012ir1	505668	5075716	LAGO DI COMO	7.5	0.04	0.13	54%
n008001055471lo1	515997	5088410	LAGO DI COMO	4.09	<0,1	<0,1	<1%
n008001055511lo1	519247.79	5091406.544	LAGO DI COMO	11.81	<0,1	<0,1	5%
n00809803505071lo1	506608.963	5094807.646	LAGO DI LUGANO	19.7	<0,1	<0,1	7%
n00809803505081lo1	504093.945	5096860.662	LAGO DI LUGANO	17.36	<0,1	<0,1	1%
n00809803505021lo1	509431	5097902	LAGO DI LUGANO	15.66	<0,1	<0,1	3%
n0080011482lo1	518688.913	5096690.524	LAGO DI COMO	11.49	<0,1	<0,1	6%
n00809803505031lo1	514494	5097322.579	LAGO DI LUGANO	10.72	<0,1	<0,1	8%
n008001012021lo1	518101	5112935	LAGO DI COMO	23.01	<0,1	<0,1	0
n0080980351ir1	480183.937	5093469.949	LAGO MAGGIORE	26.85	<0,1	<0,1	20%
n008098035072lo1	479420	5093124	LAGO MAGGIORE	94.23	<0,1	0.22	12%
n0080980071ir1	470833.947	5083555.134	LAGO MAGGIORE	47.48	0.12	0.71	17%
n0080981151lo1	471583.864	5076480.186	LAGO MAGGIORE	26.61	0.09	0.57	33%
potivabrca1o1	477973.752	5071646.231	LAGO MAGGIORE	75.27	0.18	1.70	30%
n0080980191ir1	470972.727	5063527.381	TICINO SUBLACUALE	17.05	0.28	0.24	14%
n0080980191ir2	472603.847	5064920.487	TICINO SUBLACUALE	15.19	<0,1	0.10	9%
n0080980281lo1	475330	5058216	TICINO SUBLACUALE	54.33	0.15	1.24	20%
n008001a1lo1	484927	5058433	TICINO SUBLACUALE	46.29	0.52	1.41	50%
n0080980350513021lo1	491873.832	5083619.833	LAGO DI LUGANO	9	0.27	0.60	9%

Per quanto riguarda i bacini idrografici relativi al lago Maggiore, al lago di Lugano, al lago di Garda e al bacino idrografico del Ticino Sub lacuale, ubicati tra le provincie di Varese e Como, essi sono principalmente caratterizzati da piccoli subbacini idrografici con dimensioni generalmente inferiori ai 50 kmq.

In questi bacini la concentrazione di glifosate varia tra i 0.04 e i 0.52 µg/L. Nei bacini con un uso antropico del suolo inferiore al 30 %, i limiti di legge relativi alle concentrazioni di glifosate nelle acque vengono generalmente rispettati, superano invece i valori limite, i bacini con un uso antropico superiore.

Le concentrazioni di AMPA variano tra i 0.06 e i 4.054 µg/L, con una netta differenza tra le concentrazioni relative a stazioni di monitoraggio in subbacini con un uso antropico del suolo inferiore al 30 %, in cui i superamenti dei valori limite di legge, sebbene di pochi decimi di µg, vengono comunque superati e quelle relative a subbacini con un uso antropico del suolo superiore al 30 % che superano in maniera importante i valori limite, con valori da 10 a 50 volte superiori al limite di legge. In questo caso i diversi piccoli subbacini sono inoltre interessati da bassi rapporti tra AMPA/glifosate, ed in diversi casi inferiori a 1.

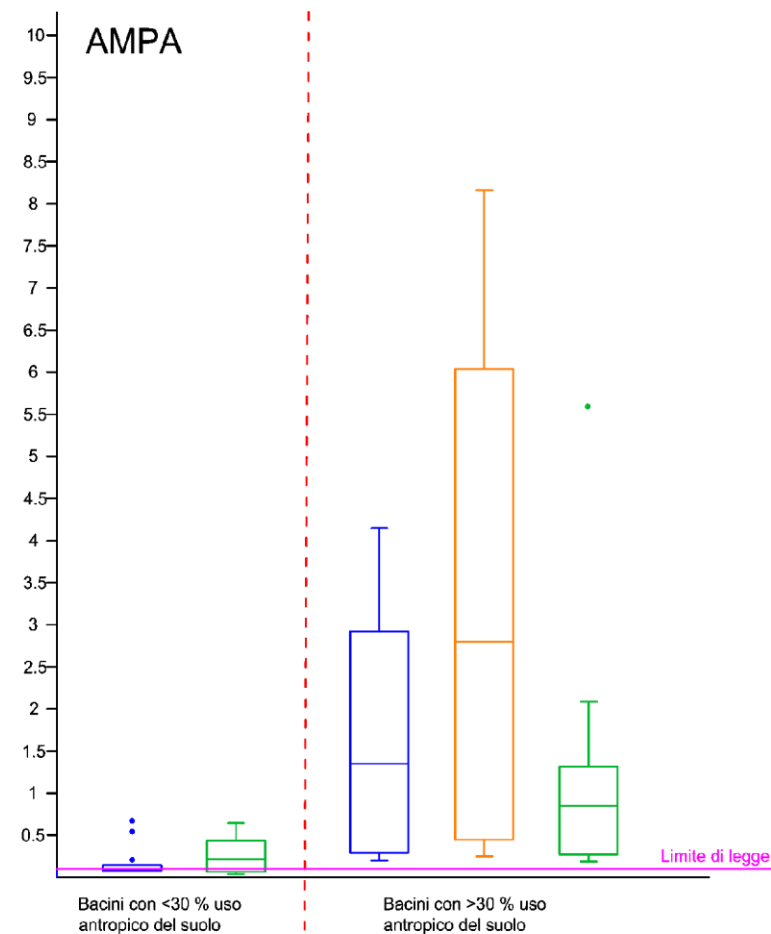
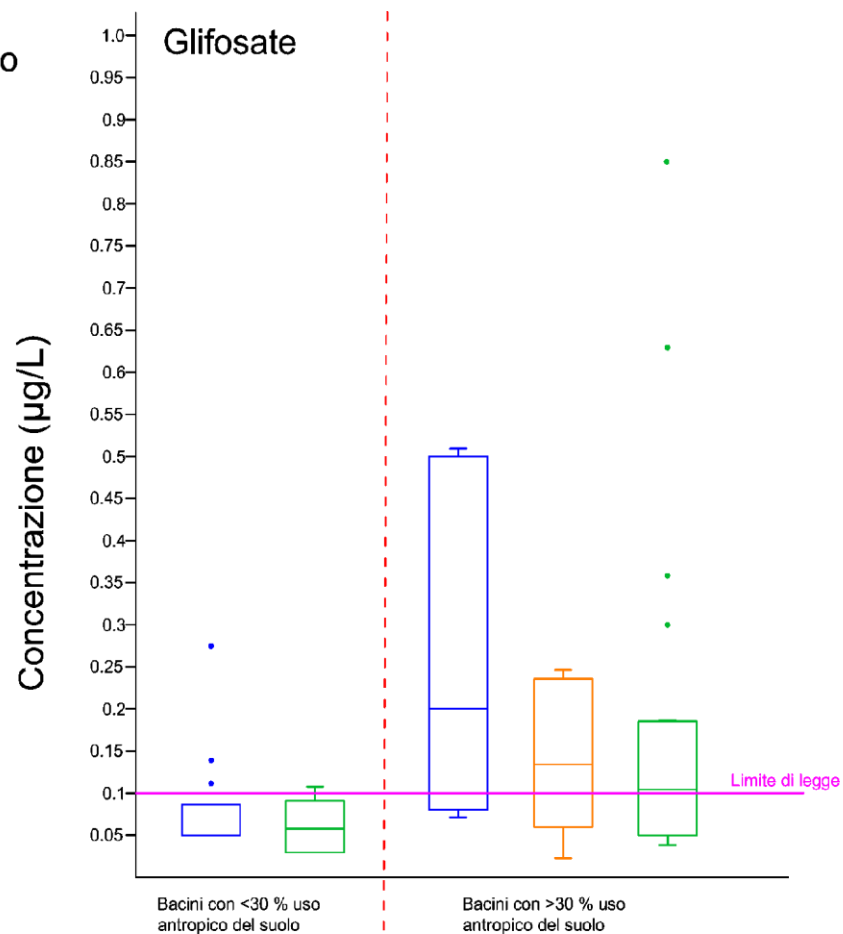
I subbacini relativi all'Olon, al Lambro e al Lambro meridionale sono infine caratterizzati da subbacini con dimensioni variabili e con concentrazioni di glifosate che variano tra 0.034 e 0.63 µg/L, le concentrazioni di AMPA variano invece da <0.05 a 5.80 µg/L. Anche in questo caso sono evidenti le distinzioni nelle concentrazioni di glifosate e AMPA tra i subbacini con un uso antropico del suolo superiore al 30 % in cui si superano in maniera importante i valori limite per i fitofarmaci e quelli relativi a stazioni di monitoraggio in subbacini con un uso antropico del suolo inferiore al 30 %, in cui i superamenti dei valori limite di legge sono più rari per quanto riguarda il glifosate e di poco superiori nel caso dell'AMPA.

## Bacino idrografico

Lago Maggiore, Garda, Lugano e  
Ticino Sublacuale

Olon, Lambro e Lambro  
meridionale

Seveso



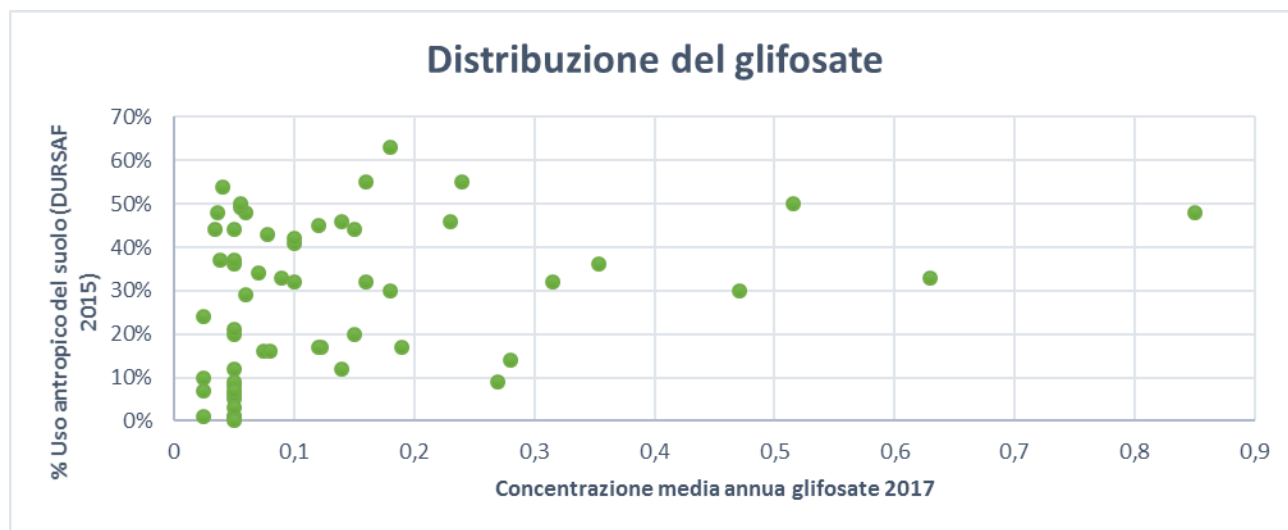
**Figura 4** Distribuzione delle concentrazioni di Glifosate e dell'AMPA all'interno dei bacini idrografici presi in considerazione dallo studio

## 5 Discussione dei dati

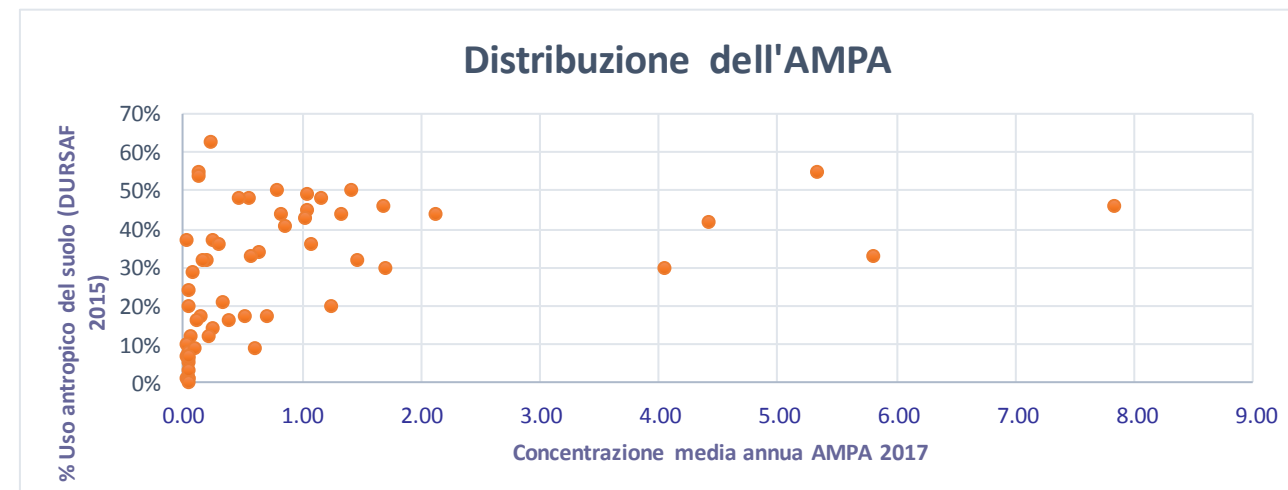
### 5.1 La distribuzione dei fitofarmaci nelle acque superficiali

I grafici in fig 5 e 6 riassumono le variazioni nelle concentrazioni medie annue di glifosate e AMPA in tutti i vari bacini idrografici analizzati in funzione del relativo uso antropico di suolo.

**Figura 5** Variazioni nelle concentrazioni medie annue di glifosate nelle varie stazioni di monitoraggio analizzate in funzione del relativo uso antropico di suolo



**Figura 6** Variazioni nelle concentrazioni medie annue di AMPA nelle varie stazioni di monitoraggio analizzate ed in funzione del relativo uso antropico di suolo



Precedenti studi hanno dimostrato che l'applicazione del glifosato nei suoli agricoli può causare l'inquinamento da fonti non puntuali di acque sotterranee, superficiali e sedimenti (Okada et al., 2018). Tuttavia, in questo studio la presenza di glifosato (fig. 5) e AMPA (fig. 6) nei corsi d'acqua con subbacini di drenaggio che drenano suoli prevalentemente agricoli e forestali risulta basso. Ciò dipende dal fatto che la dispersione di glifosato in ambienti acquatici potrebbe essere stata attenuata dalla capacità del suolo di assorbire fortemente sia il glifosato che l'AMPA (Okada et al., 2016; Sidoli et al., 2016). Sebbene l'uso non agricolo rappresenti meno del 10% dell'utilizzo totale del glifosato, i contributi urbani del glifosato nelle acque superficiali non devono essere sottovalutati. L'applicazione del glifosato per il controllo delle infestanti in aree residenziali / industriali può essere una fonte di contaminazione delle acque superficiali (Skark et al., 2004). In questo senso, una quantità significativa di glifosato e AMPA viene lavata via nelle acque piovane urbane (Botta et al., 2009; Tang et al. 2015, Mauffrey et al. 2017), e quindi accumulata nelle aree di accumulo costruite per trattenere il deflusso in eccesso. Inoltre, gli ambienti suburbani aumentano l'area delle superfici impermeabili, come asfalto e cemento, rispetto alle condizioni di pre-sviluppo, riducendo allo stesso tempo l'estensione della vegetazione. Quindi, l'evapotraspirazione e l'infiltrazione sono ridotte mentre aumenta il deflusso delle acque piovane (Allinson et al. 2017). Inoltre, la perdita di glifosato dalle superfici dure è maggiore rispetto ai campi agricoli perché l'assorbimento di glifosato nel suolo è più forte rispetto al cemento o all'asfalto (Ramwell et al., 2014). Tuttavia, oltre il 75% di glifosato può essere perso nel deflusso dell'asfalto (Spanoghe et al., 2005), poiché il materiale per pavimentazione in asfalto è composto da una miscela di cemento asfalto, sabbia e roccia frantumata, e di conseguenza con capacità ridotta di assorbimento del glifosato.

## ***5.2 L'influenza dei sistemi di drenaggio urbani***

Diversi studi (Garmouma et al., 1997; Phillips and Bode, 2004) realizzati in diversi corpi idrici francesi hanno dimostrato come il deflusso urbano sia responsabile dei picchi di glifosato e AMPA all'interno dei corpi idrici.

Il fenomeno si verifica soprattutto nei casi in cui i sistemi di drenaggio delle acque meteoriche sono separati dalle reti fognarie urbane e dove quindi le acque meteoriche confluiscono direttamente nei corpi idrici, sebbene il glifosato possa raggiungere indirettamente i corsi d'acqua tramite lo scarico di impianti di trattamento delle acque reflue.

Ulteriori studi (Gerecke et al., 2002) hanno stimato che, in combinazione ai sistemi fognari, il 75% dei pesticidi urbani sono trasferiti alle acque superficiali attraverso impianti di trattamento delle acque reflue, mentre i risultati di un interessante studio (Botta et al., 2009) individuano come principale input di AMPA nei corpi idrici lo scarico di impianti di trattamento delle acque reflue. Lo studio sottolinea al tempo stesso che il glifosato utilizzato nelle aree urbane risulta presente in particolare nei campioni prelevati in sistemi di drenaggio delle acque meteoriche separati dalle reti fognarie urbane.

## **6 Considerazioni finali**

I risultati dello studio in questo caso mostrano che sebbene ci siano concentrazioni significative di glifosato in aree ad elevato uso antropico di suolo (generalmente > 30%), non esiste una correlazione diretta tra il processo di urbanizzazione del suolo e l'aumento nelle concentrazioni di glifosato nei corsi d'acqua. La causa di tale problema, riscontrato anche in lavori analoghi realizzati in diverse aree del Canada (Glozier et al., 2012) potrebbe essere legata ai processi di alterazioni del glifosato in AMPA e alla connessione dei corpi idrici con l'ambiente urbano. Nello specifico a parità di elevato uso antropico del suolo, il fattore determinante potrebbe essere la connessione tra il corpo idrico e il sistema di drenaggio delle acque meteoriche di dilavamento. Tempi rapidi di connessione potrebbero portare ad alte concentrazioni di glifosato nella stazione di monitoraggio, al contrario tempi maggiori legati a percorsi più articolati di

trattamento potrebbero favorire l'alterazione del glifosate in AMPA, rendendo quindi basse le percentuali di glifosate nella relativa stazione ed elevate quelle di AMPA. A differenza del glifosate, i risultati mostrano una buona correlazione tra le concentrazioni di AMPA nella stazione di monitoraggio e il relativo uso antropico del suolo. Alta è anche la correlazione tra il rapporto AMPA/Glifosate nella stazione di monitoraggio ed il relativo uso antropico del suolo, indice che l'elevato uso antropico del suolo favorisca l'alterazione in AMPA e l'implemento del divario nelle contrazioni tra Glifosate e AMPA. Come già accennato precedentemente l'AMPA è il metabolita finale non solo del Glifosato ma anche di una serie di composti fosfonati impiegati generalmente nella detergenza industriale e domestica, di conseguenza il suo incremento nelle aree urbane potrebbe essere non legato unicamente all'alterazione del glifosate. Risultano quindi necessari ed indispensabili ulteriori studi per poter confermare o meno, se l'eterogeneità nelle concentrazioni di glifosate nei corpi idrici in funzione del consumo di suolo possono essere collegate ad un'alterazione in AMPA e se il fattore determinante potrebbe essere la connessione tra il corpo idrico e il sistema di drenaggio delle acque meteoriche di dilavamento.

## 7. Bibliografia

Blanchoud, H., Farrugia, F., Mouchel, J.M., (2004). *Pesticide uses and transfers in urbanised catchments*. Chemosphere 55, 905–913.

Blanchoud, H., Moreau-Guigon, E., Farrugia, F., Chevreuil, M., Mouchel, J.M., (2007). *Contribution by urban and agricultural pesticide uses to water contamination at the scale of the Marne watershed*. Science of the Total Environment. 375, 168–179.

Botta, F., Lavison, G., Couturier, G., Alliot, F., Moreau-Guigon, E., Fauchon, N., Guery B., Chevreuil M, Blanchoud, H., (2009). *Transfer of glyphosate and its degradate AMPA to surface waters through urban sewerage systems*. Chemosphere 77(1), 133-139. DOI 10.1016/j.chemosphere.2009.05.008.

Cencetti C., De rosa P., Fredduzzi A., Marchesini I., (2007) *I processi di interpolazione spaziale nella ricostruzione della superficie piezometrica – Un'applicazione all'acquifero alluvionale dell'Alta Valtiberina*. Giornale di Geologia Applicata 6, pp.17-32.

Ciotoli G., Finoia M. G. (2006). *Dalla statistica alla geostatistica: Introduzione all'analisi dei dati geologici e ambientali*. Aracne Editrice s.r.l. pp. 418

Forlani G, Mangiacalli A, Nielsen E, Suardi CM. (1999) *Degradation of the phosphonate herbicide glyphosate in soil: evidence for a possible involvement of unculturable microorganism*. Soil Biol Biochem;31:991– 7.

Garmouma, M., Blanchard, M., Chestérikoff, A., Ansart, P., Chevreuil, M., (1997). *Seasonal transport of the herbicides (triazines and phenylureas) in a small stream draining an agricultural basin: Mèlarchez (France)*. Water Research 31,1489–1503.

Gerecke, C., Schärer, M., Singer, H., Müller, S.R., Schwarzenbach, R.P., Sägesser, M., Ochsenein, U., Popow, G., (2002). *Sources of pesticides in surface waters in Switzerland: pesticide load through waste water treatment plants – current situation and reduction potential*. Chemosphere 48, 307–315.

Kelly, D. W., Poulin, R., Tompkins, D. M., Townsend, C. R., (2010). *Synergistic effects of glyphosate formulation and parasite infection on fish malformations and survival*. Journal of Applied Ecology 47(2), 498-504.



Kolpin D. W.; Thurman, E. M.; Lee, E. A.; Meyer, M. T.; Furlong, E. T.; Glassmeyer, S. T. (2006). *Urban contributions of glyphosate and its degradate AMPA to streams in the United States*. Science of the Total Environment 354, 191–197. DOI 10.1016/j.scitotenv.2005.01.028.

Hoffman RS, Capel PD, Larson S.J. (2000). *Comparison of pesticides in eight US urban streams*. Environ Toxicol Chem 19:2249– 58.

HMRC, NRMCMC, (2011). *Australian Drinking Water Guidelines Paper 6 National Water Quality Management Strategy*. National Health and Medical Research Council, National Resource Management Ministerial Council, Commonwealth of Australia, Canberra. Morillo, E.; Undabeytia, T.; Maqueda, C.; Ramos, A., 2000. Glyphosate adsorption on soils of different characteristics. Influence of copper addition. Chemosphere 40 (1), 103–7. DOI 10.1016/S0045- 6535(99)00255-6

Okada E., Pérez D., De Gerónimo E., Aparicio V., Massone H., Luis Costa J., (2018) *Non-point source pollution of glyphosate and AMPA in a rural basin from the southeast Pampas, Argentina*. Environmental Science and Pollution Research Volume 25, Issue 15, pp 15120–15132

Okada E, Costa JL, Bedmar F (2016) *Adsorption and mobility of glyphosate in different soils under no-till and conventional tillage*. Geoderma 263:78–85

Phillips, P.J., Bode, R., (2004). *Pesticides in surface water runoff in south-eastern New York State, USA: Seasonal and stormflow effects on concentrations*. Pest Management Science 60, 531–543.

IPSRA (2018) - *Rapporto nazionale pesticidi nelle acque dati 2015-2016*

Posa D., De Iaco S., (2009). *Geostatistica: Teoria e applicazioni*. G. Giappichelli Editore – Torino. Pp 245

Regione Lombardia (2016). *PTUA Programma di Tutela e uso delle Acque*.

Regione Lombardia (2015). *Linee guida per l'applicazione in Lombardia del piano di azione nazionale (PAN) per l'uso sostenibile dei prodotti fitosanitari*.

Regione Lombardia (2019). *Linee guida per l'applicazione in Lombardia del piano di azione nazionale (PAN) per l'uso sostenibile dei prodotti fitosanitari*.

Rossi, S.C., Da Silva, M.D., Piacini, L.D.S., Ribeiro, C.A.O., Cestari, M.M., de Assis, H.C.S.,(2011). *Sublethal effects of waterborne herbicides in tropical freshwater fish. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 87(6), 603-607.

Rubio F, Velduis LJ, Clegg BS, Fleeker JR, Hall JC. *Comparison of a direct ELISA and an HPLC method for glyphosate determinations in water.* J Agric Food Chem (2003).

Rueppel ML, Brightwell BB, Schaefer J, Marvel TT. *Metabolism and degradation of glyphosate in soil and water.* J Agric Food Chem (1977); 25:517– 28.

Ruiz de Arcaute, C.R., Soloneski, S., Larramendy, M.L., (2018). *Opposite effects of mixtures of commercial formulations of glyphosate with auxinic herbicides on the ten spotted live-bearer fish Cnesterodon decemmaculatus (Pisces, Poeciliidae).* Environmental Pollution 240, 858-866.

Skark C, Zullei-Seibert N, Schottler U, Schlett C. *The occurrence of glyphosate in surface water.* Int J Environ Anal Chem (1998); pp 70:93– 104.

Skark, C., Zullei-Seibert, N., Wilme, U., Gatzemann, U., Schlett, C., (2004). *Contribution of non agricultural pesticides to pesticides load in surface water.* Pest Management Science 60, 525–530.

Sidoli P, Baran N, Angulo-Jaramillo R (2016) *Glyphosate and AMPA adsorption in soils: laboratory experiments and pedotransfer rules.* Environ Sci Pollut Res 23(6):5733–5742

Soso, A. B.; Barcellos, L. J. G.; Ranzani-Paiva, M. J.; Kreutz L. C.; Quevedo, R. M.; Anziliero, D.; Lima, M.; Bolognesi da Silva, L.; Ritter, F.; Calliari Bedin, A.; Finco, J. A., (2007). *Chronic exposure to sub-lethal concentration of a glyphosate-based herbicide alters hormone profiles and affects reproduction of female Jundiá (Rhamdia quelen).* Environmental Toxicology and Pharmacology 23, 308-313.

Struger J, Van Stempvoort DR, Brown SJ (2015) *Sources of aminomethylphosphonic acid (AMPA) in urban and rural catchments in Ontario, Canada: glyphosate or phosphonates in wastewater?* Environ Pollut 204:289–297

Ting Tang Wesley Boënné Nele Desmet Piet Seuntjens Jan Brondersa Ann van Grien svenbe

Veiga F, Zapata JM, Fernandez Marcos ML, Alvarez E. *Dynamics of glyphosate and aminomethylphosphonic acid in a forest soil in Galicia, North-west Spain.* Sci Total Environ (2001) .  
Woodburn A. Glyphosate: production, pricing and use worldwide.

Wittmer, R. Scheidegger, H. Bader (2011) *Loss rates of urban biocides can exceed those of agricultural pesticides.*, Sci. Total Environ. pp. 920-932

#### *Normativa di riferimento*

Direttiva 2000/60/CE *Direttiva Quadro sulle Acque (DQA)* che ha istituito un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque e la pubblicazione delle linee guida "Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC)" ad essa riferite, è stata posta al centro dell'attenzione l'analisi dell'intero ecosistema acquatico, a partire dallo studio della composizione e abbondanza delle comunità vegetali e animali che lo costituiscono;

D.lgs 152/2006 *"Norme in materia ambientale"*, in particolare nella parte terza "Norme in materia di difesa del suolo e lotta alla desertificazione, di tutela delle acque dall'inquinamento e di gestione delle risorse idriche";

Direttiva 2008/105/CE *Relativa a standard di qualità nel settore della politica delle acque* (recepita a livello nazionale con il D.Lgs. n. 219/10, e successivamente modificata con la direttiva 2013/39/UE, che fissa l'elenco delle sostanze prioritarie e i loro standard di qualità per definire lo stato chimico dei corpi idrici;

REGOLAMENTO (CE) N. 1107/2009 *relativo all'immissione sul mercato dei prodotti fitosanitari* e che abroga le direttive del Consiglio 79/117/CEE e 91/414/CEE

Direttiva 2009/128/CE *che istituisce un quadro per l'azione comunitaria ai fini dell'utilizzo sostenibile dei pesticidi*

Decreto Ministero dell'Ambiente e della Tutela del territorio e del Mare 260/2010 *Regolamento recante i criteri tecnici per la classificazione dello stato dei corpi idrici superficiali*, per la modifica delle norme tecniche del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152, recante norme in materia ambientale, predisposto ai sensi dell'art. 75, comma 3 del decreto legislativo medesimo";

Direttiva 2013/39/CE *"che modifica le direttive 2000/60/CE e 2008/105/CE (recepita con il D.Lgs 172/2015) per quanto riguarda le sostanze prioritarie nel settore della politica delle acque"* che, come anticipato, modifica incrementando l'elenco delle sostanze cosiddette prioritarie;

D.lgs 172/2015 *Attuazione della direttiva 2013/39/UE*, che modifica le direttive 2000/60/CE per quanto riguarda le sostanze prioritarie nel settore della politica delle acque;

## ABSTRACT IN INGLESE

Aquatic environment represents one of the most sensitive and vulnerable environmental matrices to pesticides, also because of the ease with which they can be contaminated.

The peculiarities of some pesticides, such as high solubility and high adsorption capacity, typical of pesticides such as glyphosate and its main metabolite, aminomethylphosphonic acid (AMPA) further increase the vulnerabilities of these systems.

This work focuses on the study of the relationships between the spread of pesticides in water bodies, and consequently in the environment, and the related anthropic use of the soil.

To achieve this goal, the north-western area of Lombardy was chosen, characterized by a series of peculiar characteristics such as: presence of pesticides within water bodies of urban areas, good distribution of the ARPA monitoring network and quantity of pesticides distributed by low agricultural use in the province of Milan and almost nothing in the adjacent provinces (Varese, Monza, Como). The features make it an excellent case study.