

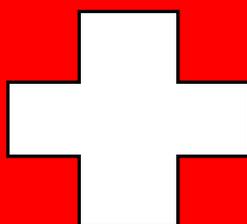
Commissione internazionale
per la protezione delle acque italo-svizzere

Lago Ceresio: indagine su DDT e sostanze pericolose

Programma quinquennale 2008 - 2012
Rapporto annuale 2011

a cura di Antonio Pessina

Bellinzona 2012



Commissione internazionale per la
protezione delle acque italo-svizzere

Lago Ceresio:
indagine su DDT e sostanze pericolose

Programma quinquennale 2008-2012

Rapporto annuale 2011

a cura di Antonio Pessina

Bellinzona 2012

Indice

A) Programma di ricerca CIP AIS: DDT e sostanze pericolose

1	Introduzione	5
2	Biomonitoraggio molluschi	6
2.1	Campionamento	6
2.2	Analisi di DDT e PCB	7
2.3	Analisi di mercurio	9
2.4	Conclusioni	9
3	Bibliografia	10

B) Microinquinanti nel Laveggio e nel Lago di Lugano presso Riva San Vitale

1	Introduzione	11
2	Sostanze ricercate e le loro caratteristiche	12
3	Descrizione dei punti di prelievo	14
3.1	Laveggio a monte dell'IDA di Mendrisio (L1)	14
3.2	Acque in entrata e in uscita presso il CDAM (IDAe, IDAu)	14
3.3	Laveggio a valle dell'IDA di Mendrisio (L2)	14
3.4	Lago Ceresio (Lago)	14
4	Modalità di prelievo e di analisi dei campioni	15
5	Risultati e discussione	16
5.1	Discussione generale	16
5.2	Microinquinanti nelle acque del Lago Ceresio	18
5.3	Rischio acquatico del Laveggio e del lago	19
5.4	Carico di microinquinanti nelle canalizzazioni e rimozione presso l'IDA di Mendrisio	19
6	Conclusioni	20
7	Allegati	21
8	Bibliografia	23

A Programma di ricerca CIP AIS: DDT e sostanze pericolose

1 Introduzione

(Antonio Pessina)

Il programma quinquennale “Lago Ceresio: indagini su DDT e sostanze pericolose” consiste nel biomonitoraggio dei comparti ambientali pesci, molluschi e sedimenti lacustri.

Gli studi previsti durante il periodo 2008-2012 hanno lo scopo di confermare e di ampliare le conoscenze sulla diffusione delle sostanze pericolose acquisite nell’ambito di indagini passate e rivolte in modo particolare al comparto ittico. Rispetto agli studi precedenti, il programma 2008-2012 permetterà di valutare il grado di inquinamento in comparti ambientali del Ceresio mai o poco investigati in precedenza (molluschi e sedimenti) e rispettivamente di valutare, nel comparto ittico e nei molluschi, eventuali influssi stagionali sui livelli di contaminazione.

Questi studi permetteranno anche una valutazione della diffusione, dell’evoluzione nel tempo e della relativa pericolosità dei POP e del mercurio per l’ecosistema del Ceresio.

In questo rapporto sono illustrati i risultati raccolti durante la campagna 2011 riguardante il biomonitoraggio dei molluschi raccolti nel periodo pre-produttivo.

I prelievi di sedimenti sono stati eseguiti a fine 2011. Le analisi verranno eseguite durante il 2012 e i risultati presentati nel prossimo rapporto.

Le persone e gli enti che hanno reso possibile il presente studio sono:

- per l’Amministrazione cantonale:

Barbieri Alberto, Ufficio per la protezione e la depurazione delle acque
Crivelli Eros, Ufficio delle industrie, della sicurezza e della protezione del suolo
Pessina Antonio, Ufficio per la protezione e la depurazione delle acque
Putelli Tiziano, Ufficio della caccia e della pesca
Righetti Germano, Laboratorio SPAAS
Solcà Nicola, Ufficio delle industrie, della sicurezza e della protezione del suolo

- per l’Istituto scienze della terra, SUPSI, 6952 Canobbio:

Simona Marco
Veronesi Mauro

- per l’Istituto di Ricerche sulle Acque (CNR-IRSA), Brugherio (MB)

Guzzella Licia

2 Biomonitoraggio molluschi

2.1 **Campionamento**

(Mauro Veronesi, IST-SUPSI)

I molluschi sono stati raccolti a maggio 2011 nelle seguenti tre stazioni del Lago di Lugano:

- Bacino Nord, Comune di Lugano, zona Landessa, Cantine di Gandria: coordinate 721095 / 94675
- Bacino Sud, Comune di Brusino, punta Pojana: coordinate 717056 / 88301
- Bacino Sud, Comune di Caslano, monte Caslano: coordinate 712008 / 90843

rappresentate nella figura 1.

I punti sono stati scelti in ragione del loro limitato impatto antropico locale.

Per la raccolta della *Dreissena polymorpha* due sub hanno prelevato da ogni sito una ventina di sassi da cui, con una spatola, sono stati delicatamente rimossi i molluschi.

I molluschi (ca. 200 esemplari per stazione) sono stati selezionati per integrità e dimensione (>1 cm), puliti, sciacquati singolarmente e conservati in acqua di lago fino al termine della campagna di raccolta. Una volta sbarcati, i molluschi sono stati tolti dall'acqua, scolati, avvolti in carta d'alluminio e trasferiti in sacchetti di plastica etichettati. Il trasporto è avvenuto in un frigo box con elementi refrigeranti ed infine i campioni sono stati congelati in attesa dell'invio al laboratorio analitico.

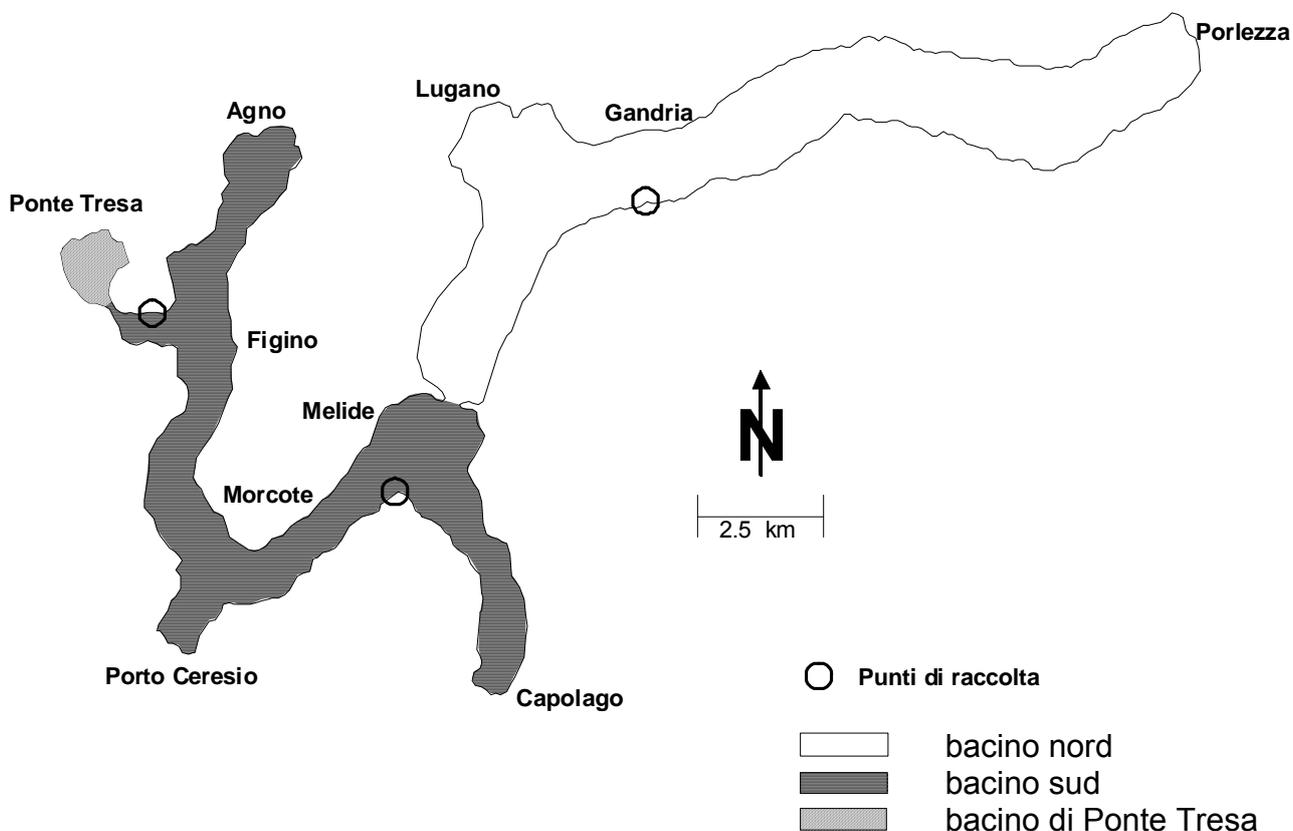


Figura 1 – Stazioni di raccolta di *Dreissena polymorpha* nel Lago di Lugano

2.2 Analisi di DDT e PCB

(Licia Guzzella, Giulia Poma, Claudio Roscioli, CNR-IRSA, Brugherio-MB)

I campioni di molluschi conservati congelati a -20°C, sono stati scongelati, sgucciati, liofilizzati ed omogenizzati prima dell'estrazione. L'estrazione dei PCB e DDT è stata eseguita mediante estrattore Soxhlet automatizzato. L'estratto concentrato è stato purificato tramite passaggio su colonnina contenente silice acida, silicato di potassio, Florisil attivato. Il campione è stato poi eluito e concentrato fino a piccolo volume. L'analisi dei composti organici è stata condotta in GC-MS/MS, utilizzando per la quantificazione una retta esterna di calibrazione e uno standard di siringa per verificare la bontà dell'iniezione. La validazione del metodo è stata effettuata, analizzando il materiale certificato fornito dal NIST (National Institute of Standard and Technology) SRM 1947 Lake Michigan Fish Tissue. La misura della percentuale di grassi è stata effettuata mediante determinazione gravimetrica su un'aliquota estratta con la stessa procedura, ma separatamente. L'estratto è stato in questo caso essiccato sotto flusso di azoto e portato a peso costante a 105°C. I risultati relativi alle analisi di DDT, PCB e alle percentuali di grasso sono riportati in Tabella 1 espresse in ng/g su peso secco (p.s.).

Tabella 1: Risultati (ng/g p.s.) di DDT e PCB e % di lipidi negli individui di *Dreissena polymorpha* prelevati nel maggio 2011 in tre stazioni del Lago di Lugano

% secco	13.9	13.8	14.6
% lipidi su secco	12.7	12.2	11.9

DDT	Caslano	Brusino	Gandria
ng/g p.s.			
o,p'-DDD	1.06	1.78	2.93
p,p'-DDD	2.30	2.56	5.23
o,p'-DDE	0.24	0.21	0.46
p,p'-DDE	5.44	7.73	9.07
o,p'-DDT	0.45	0.88	1.07
p,p'-DDT	1.34	1.54	1.30
DDT totale	10.83	14.69	20.06

PCB	Caslano	Brusino	Gandria
ng/g p.s.			
PCB 18	<0.10	<0.10	<0.10
PCB 28+31	<0.10	<0.10	<0.10
PCB 52	<0.10	<0.10	<0.10
PCB 44	0.64	0.51	0.54
PCB 101	1.65	1.90	3.02
PCB 149	1.26	2.01	2.58
PCB 118	1.02	1.26	1.72
PCB 153	2.35	3.91	3.56
PCB 138	2.48	4.60	3.60
PCB 180	1.17	1.50	1.94
PCB 170	0.64	0.76	0.99
PCB 194	<0.20	<0.20	<0.20
PCB 209	<0.20	<0.20	<0.20
PCB totale	11.21	16.45	17.95

Le concentrazioni osservate di DDT e PCB nei molluschi sono simili a quelle rilevate nelle precedenti campagne di luglio e ottobre 2010 nelle stesse stazioni. Si sottolinea che nel 2011, il campionamento è stato condotto in un periodo pre-riproduttivo per il mollusco, il che dovrebbe permettere una valutazione più esaustiva della contaminazione del lago, in quanto questo periodo rappresenta il momento di massimo accumulo degli inquinanti. Nel campionamento di maggio 2011 gli organismi sono, infatti, risultati più ricchi di lipidi rispetto a quelli campionati nel luglio e nell'ottobre 2010 (periodo post-riproduttivo), proprio a causa dell'accumulo di lipidi che normalmente avviene prima della riproduzione; nonostante la differenza nel contenuto lipidico, le concentrazioni di DDT nel 2011 sono risultate simili a quelle misurate nel 2010, mentre un leggero aumento di PCB è stato rilevato nel 2011 rispetto al 2010.

Rispetto ai livelli misurati nel Lago Maggiore nel maggio 2010 (periodo pre-riproduttivo), le concentrazioni rilevate nel Lago di Lugano normalizzate su base lipidica (Tabella 2) risultano per il DDT più contenute, 3-4 volte più basse, se confrontate con le stazioni del Lago Maggiore meno contaminate (es. Brissago, Luino), mentre le concentrazioni dei PCB risultano simili a quelle della stazione meno inquinata del Lago Maggiore (Brebba).

Tabella 2: Risultati (ng/g lip. p.s.) di DDT e PCB in individui di *Dreissena polymorpha* prelevati nel maggio 2011 in tre stazioni del Lago di Lugano

DDT	Caslano	Brusino	Gandria
ng/g p.l.			
o,p'-DDD	8.31	14.56	24.61
p,p'-DDD	18.14	20.98	43.97
o,p'-DDE	1.89	1.70	3.90
p,p'-DDE	42.83	63.34	76.24
o,p'-DDT	3.53	7.21	9.01
p,p'-DDT	10.58	12.59	10.89
DDT totale	85.29	120.39	168.61

PCB	Caslano	Brusino	Gandria
ng/g p.l.			
PCB 18	<0.80	<0.80	<0.80
PCB 28+31	<0.80	<0.80	<0.80
PCB 52	<0.80	<0.80	<0.80
PCB 44	5.04	4.18	4.54
PCB 101	12.99	15.57	25.38
PCB 149	9.92	16.48	21.68
PCB 118	8.03	10.33	14.45
PCB 153	18.50	32.05	29.92
PCB 138	19.53	37.70	30.25
PCB 180	9.21	12.30	16.30
PCB 170	5.04	6.23	8.32
PCB 194	<1.60	<1.60	<1.60
PCB 209	<1.60	<1.60	<1.60
PCB totale	88.27	134.84	150.84

2.3 Analisi di mercurio

(Davide A.L. Vignati, CNR-IRSA, Brugherio-MB)

La quantificazione delle concentrazioni di mercurio (Hg, figura 1) è stata effettuata tramite lo strumento AMA254, analizzatore solido-liquido dedicato all'analisi del mercurio. La precisione delle misure, stimata tramite analisi in triplo del campione prelevato a Gandria, è stata del 5%; l'accuratezza delle stesse, valutata con l'utilizzo del materiale T13 (Mussel tissue), del 105%. I livelli di mercurio misurati nelle singole stazioni non hanno mostrato differenze di rilievo dal punto di vista ambientale.

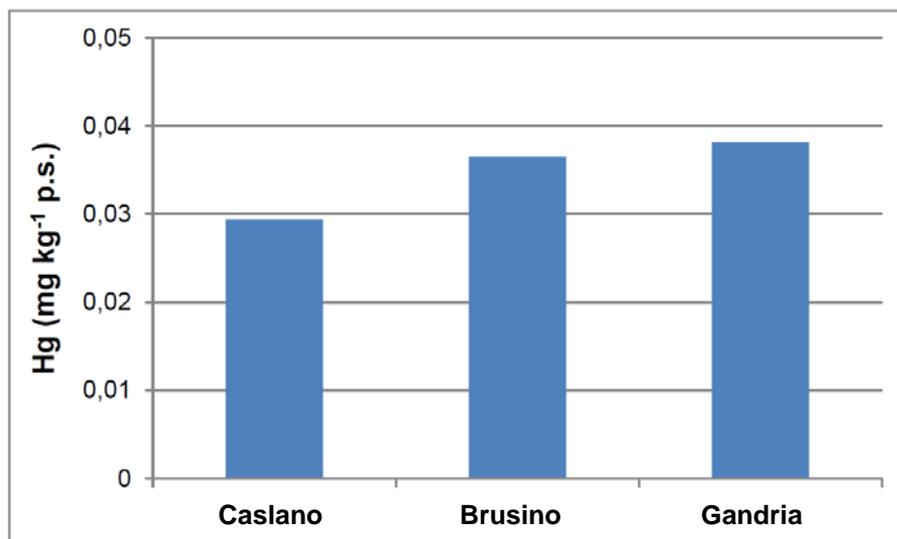


Figura 1: Concentrazioni di Hg totale (mg/kg p.s.) in individui di *Dreissena polymorpha* prelevati nel maggio 2011 in tre stazioni del Lago di Lugano.

La concentrazione media per le tre stazioni (Gandria, Brusino e Caslano) è stata di 0.035 ± 0.005 mg kg⁻¹ p.s. in diminuzione rispetto al dato del 1996 per le stazioni di Porlezza, Poiana e Brusimpiano (0.049 ± 0.002 mg kg⁻¹ p.s. riportato da Camusso et al., 2001) e al dato di 0.050 ± 0.007 mg kg⁻¹ p.s. relativo all'indagine del 2010. Per il 2011, le concentrazioni di Hg nelle dreissene del Ceresio risultano, inoltre, inferiori a quelle degli esemplari raccolti nelle stazioni situate lungo l'asse Nord- Sud del Verbano per il periodo 2008-2010.

2.4 Conclusioni

Il mercurio e gli inquinanti organici persistenti o POP (*Persistent Organic Pollutants*) rappresentano, per la loro resistenza alla degradazione e di conseguenza per la loro lunga permanenza nell'ambiente, un pericolo per la salute di diversi organismi a tutti i livelli della catena alimentare (processi di bioaccumulazione e biomagnificazione).

Le concentrazioni di DDT, di PCB e dei loro metaboliti, osservate nei campionamenti di *Dreissena polymorpha* condotti nel 2010 escludono fonti attive locali nel bacino imbrifero del Lago Ceresio. Infatti tra le varie forme di DDT, i metaboliti p,p'-DDD e p,p'-DDE sono i composti prevalenti. Nel lago Ceresio, i campioni raccolti nelle tre stazioni studiate

presentano livelli di DDT e PCB inferiori rispetto ai livelli misurati in campioni raccolti nelle stazioni meno contaminate del Lago Maggiore.

Un'ulteriore conferma dei bassi livelli di contaminazione la si è avuta con la raccolta eseguita a maggio 2011 in fase pre-riproduttiva durante la quale si riscontrano i picchi di massimo accumulo.

I tenori di mercurio osservati nei campioni di *Dreissena polymorpha* durante questo studio, confermano i tenori descritti da Camusso et al. (2001) relativi ad una campagna analitica di giugno 1996 e sono comparabili con quelli raccolti lungo l'asse nord-sud del Verbano negli anni 2008-2010.

Tutti i valori di DDT e mercurio riscontrati nei campioni di *Dreissena polymorpha* sono inferiori ai "valori limite" fissati dall'Ordinanza federale sulle sostanze estranee e sui componenti del 26 giugno 1995 (Stato 7 maggio 2012). Per i molluschi i valori limite sono rispettivamente 4 mg/kg (peso fresco) per il DDT e 0.5 mg/kg (peso fresco) per il mercurio.

3 Bibliografia

Camusso M., Balestrini R., and Binelli A. (2001). Use of zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) to assess trace metal contamination in the largest Italian subalpine lakes. *Chemosphere*, 44: 263-270.

B) Microinquinanti nel Laveggio e nel Lago di Lugano presso Riva San Vitale

(Lia Sacchi,¹ Nicola Solcà,² Eros Crivelli,² Nathalie Chèvre,¹ Luiz Felipe de Alencastro,³ Mauro Veronesi,⁴ Marco Simona,⁴ Hans-Rudolf Pfeifer¹)

1 - IMG, Centre d'Analyse Minérale, Université de Lausanne

2 - Sezione per la protezione dell'aria, dell'acqua e del suolo, UISPS, Bellinzona

3 - Laboratoire Central Environnemental, ENAC/CEL, Ecole Polytechnique Fédérale de Lausanne

4 - Scuola universitaria professionale della svizzera italiana, IST, Canobbio

1 Introduzione

Nei paesi industrializzati vengono utilizzati giornalmente decine di migliaia di preparati chimici diversi. In Svizzera, viene stimato l'utilizzo giornaliero di oltre 30000 sostanze che trovano impiego come prodotti fitosanitari, biocidi, farmaci o componenti di beni di consumo (prodotti per il corpo, detergenti, ecc.), in applicazioni industriali, artigianali e domestiche specifiche. Recenti studi dimostrano che alcune sostanze (o i loro prodotti di degradazione) possono essere presenti in concentrazioni molto basse (dell'ordine di microgrammi o nanogrammi per litro e per questo noti come "microinquinanti organici") nelle acque di fiumi e laghi, nei pesci e in altri comparti ambientali. Sono dimostrabili diversi effetti negativi di questa situazione: per esempio, le sostanze in grado di agire come perturbatori endocrini possono promuovere anche in concentrazioni molto basse la femminizzazione dei pesci maschi (NFP, 2008).

La problematica dei microinquinanti è di estrema attualità e rappresenta una sfida importante per il futuro. Allo stato attuale della tecnica, alcuni microinquinanti sono trattiene solo in parte o per niente nell'ambito della depurazione delle acque di scarico dagli impianti di depurazione delle acque, IDA (Gälli et al., 2009; Götz et al., 2010). Finiscono così nelle acque superficiali assieme a quelle di scarico depurate. Se queste ultime non sono diluite in misura sufficiente, sono inevitabili concentrazioni critiche di sostanze in tracce. La presenza di microinquinanti nelle acque superficiali o sotterranee è, a maggior ragione, motivo di preoccupazione se le stesse acque sono destinate ad essere utilizzate per l'approvvigionamento di acqua potabile (Mompelat et al., 2009; Snyder et al., 2003; Giger et al., 2003; Kilchmann et al., 2009; Loos et al., 2007).

La conclusione che diversi scarichi di IDA svizzeri possano rappresentare un problema è stata confermata da uno studio promosso dall'Ufficio federale dell'ambiente UFAM. Sulla base di un modello dei flussi di prodotti problematici, è stato possibile stimare per numerose sostanze il contributo dato dagli IDA all'inquinamento delle acque superficiali. Le concentrazioni teoriche sono state confrontate con quelle ritenute, allo stato delle conoscenze, innocue per gli organismi acquatici (predicted no effect concentrations, PNECs). Per singoli composti o per i loro metaboliti, rispettivamente prodotti di degradazione, il modello ha previsto concentrazioni locali superiori ai valori PNECs, portando alla conclusione che in diverse situazioni non possono venire esclusi danni agli organismi acquatici.

La Figura 1 mostra una cartina della Svizzera con la previsione di possibili problemi per scarichi con concentrazioni eccessive dell'analgesico Diclofenac senza (sopra) o con (sotto) l'inclusione dei suoi possibili metaboliti. I punti gialli e rossi simboleggiano

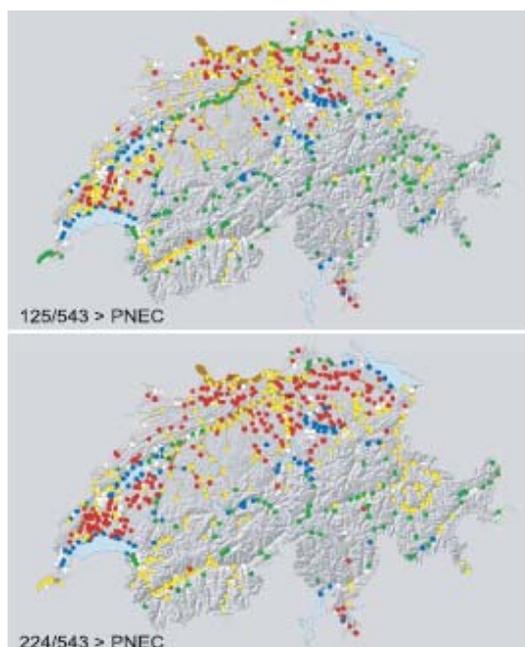


Figura 1: Valutazione di scarichi problematici da IDA svizzeri per Diclofenac senza (sopra) o con (sotto) l'inclusione dei suoi metaboliti. Riprodotto dalla referenza Gälli et al., 2009.

scarichi troppo elevati nei corsi d'acqua. Per dettagli si veda la referenza Gälli et al., 2009.

Questa situazione dovrebbe essere gestita nei prossimi anni tramite un opportuno aggiornamento tecnologico di molti IDA svizzeri. Una proposta di revisione dell'Ordinanza sulla protezione delle acque (OPAc) prospetta la necessità di ampliare gli IDA di una certa rilevanza con stadi di depurazione supplementari in grado di abbattere i microinquinanti. Si stima che, complessivamente, queste misure consentirebbero di ridurre di circa il 50 per cento le immissioni totali di microinquinanti organici da IDA comunali nei corsi d'acqua.

Questo lavoro mira alla determinazione di alcuni microinquinanti presso il Consorzio di depurazione delle acque di Mendrisio e dintorni (CDAM, acque in entrata e in uscita), lungo il Laveggio e nel lago di Lugano, in particolare nei pressi del futuro punto di captazione previsto per l'approvvigionamento di acqua potabile in zona Ronchi (Riva San Vitale). È stato redatto sulla base dei risultati ottenuti nell'ambito di una tesi di Master presso l'Università di Losanna (Sacchi, 2011).

La zona di indagine prescelta risulta di interesse per diversi aspetti. Il Mendrisiotto è una regione densamente popolata che presenta un'importante attività industriale diversificata, dei centri ospedalieri di importanza cantonale come l'ospedale regionale di Mendrisio Beata Vergine e la clinica psichiatrica cantonale, numerosi centri commerciali e, seppure in maniera limitata, alcune attività agricole. Con l'eccezione dei comuni a sud della regione, il Mendrisiotto è allacciato all'impianto di depurazione (IDA) di Mendrisio e dintorni del consorzio CDAM. Il trattamento prevede quattro tappe (depurazione meccanica, flocculazione con sedimentazione primaria, depurazione biologica con sedimentazione secondaria, filtrazione finale). In un anno i 45'000 abitanti equivalenti allacciati al CDAM portano alla necessità di gestire mediamente 6 milioni di m³ di acque di scarico e alla produzione di circa 4'500 t di fanghi e 100 t di grigliato e sabbie.

Le acque trattate dal CDAM, che sostano per circa 16-20 ore all'interno dell'impianto, vengono scaricate nel Laveggio per poi riversarsi dopo circa 1.8 km nel bacino sud del Ceresio. Viste le dimensioni dell'impianto, la pressione antropica rilevante e il limitato carico del Laveggio (diluizione tipica delle acque di scarico: 1 a 5), l'impianto del CDAM rientra negli IDA svizzeri che, secondo la proposta di revisione dell'OPAc descritta sopra, andranno attrezzati con uno stadio aggiuntivo di depurazione per l'abbattimento dei microinquinanti (Gälli et al., 2009). Anche in considerazione della prevista captazione a lago di acqua potabile, la determinazione delle concentrazioni e dell'andamento di microinquinanti nel sistema considerato riveste particolare importanza. Infine, i dati raccolti forniscono una valutazione sommaria sull'attuale capacità di abbattimento dei microinquinanti presso la struttura del CDAM.

I principali obiettivi di questo studio possono essere sintetizzati come segue:

- Verificare le concentrazioni di alcuni microinquinanti presso le acque dell'IDA di Mendrisio, del Laveggio e del bacino sud del lago di Lugano,
- Confrontare i residui nelle acque lacustri con quelli disponibili dalla letteratura al punto di captazione a lago previsto presso Riva San Vitale,
- Valutare sulla base dei risultati la qualità delle acque del Laveggio in diversi punti e del lago di Lugano, cercando un riscontro sperimentale alle previsioni di criticità anticipate dall'UFAM.

2 Sostanze ricercate e loro caratteristiche

Sono state considerate 21 sostanze organiche tipicamente rilevabili in tracce nelle acque di fiumi e di laghi della Svizzera (Gälli et al., 2009; Ortelli et al., 2011; Kilchmann et al., 2009). La Tabella 1 illustra sinteticamente le loro caratteristiche, la loro categoria e il loro gruppo di appartenenza, nonché alcuni utilizzi possibili.

Tabella 1: Elenco delle 21 sostanze considerate in questo studio con la loro categoria e il loro gruppo di appartenenza, il numero CAS (Chemical Abstract Service), e alcuni esempi di possibile utilizzo.

Categoria	Gruppo	Sostanza	CAS	Possibile utilizzo (esempi)
Farmaci	Regolatori lipidici	Bezafibrato	41859-67-0	Iperlipidemia, diabete, obesità, insufficienza renale
		Fenofibrato	49562-28-9	
	Antiepilettici	Carbamazepina	298-46-4	Epilessia, nevralgia e comportamento maniaco
		Gabapentin	60142-96-3	Epilessia e dolori neuropatici
		Primidone	125-33-7	Epilessia, crisi miocloniche, e acinetiche
	Analgesici	Diclofenac	15307-86-5	Reumatismi, artrite, tendinite, infiammazioni, dolori diversi
		Naproxene	22204-53-1	
	Beta-bloccanti	Atenololo	29122-68-7	Iperensione, aritmia, angina pectoris
		Sotalolo	3930-20-9	Tachicardia, aritmia, ipertensione
	Antibiotici	Claritromicina	81103-11-9	Bronchite, polmonite, otite, infezione gastro-intestinale
		Sulfametossazolo	723-46-6	Infezioni urinarie e degli organi genitali, sinusite, bronchite, otite
		Trimetoprim	738-70-5	
	Mezzi di contrasto	Iohexolo	66108-95-0	Angiocardiografia, arteriografia, urografia, artrografia, flebografia, TC, tomografia
		Iomeprolo	78649-41-9	
Iopamidolo		62883-00-5		
Iopromide		73334-07-3		
Fitosanitari e biocidi	Erbicidi	Atrazina	1912-24-9	Coltivazione del mais
		Mecoprop-P	16484-77-8	Additivo di strati bituminosi, erbicida per tappeti erbosi e diverse coltivazioni
	Alghicidi	Terbutrina	886-50-0	Additivo per pitture, preservante per lavori in muratura
	Biocidi	Triclosano	3380-34-5	Antibatterico in cosmetici o altri prodotti, disinfettante e preservante
Diversi	Anticorrosivi	Benzotriazolo	95-14-7	Inibitore di corrosione in fluidi refrigeranti e industriali, Additivo in altri prodotti

La maggior parte delle sostanze considerate (16), appartiene alla categoria dei “farmaci”. Si tratta di principi attivi sviluppati e utilizzati per scopi terapeutici o diagnostici (regolatori lipidici, antiepilettici, analgesici, beta-bloccanti, antibiotici e mezzi di contrasto). Queste sostanze vengono assunte prevalentemente (o esclusivamente) dagli esseri umani per essere parzialmente o completamente espulse con le urine o le feci. La diffusione nell’ambiente dei principi attivi da farmaci (rispettivamente dei loro metaboliti) avviene quindi quasi esclusivamente attraverso le acque di scarico e passando per gli IDA che fungono da “fonte puntuale” (Giger et al., 2003; Götz et al., 2010).

Le restanti cinque sostanze sono catalogabili come componenti di prodotti chimici (inclusi i fitosanitari e i biocidi) o di oggetti trattati con prodotti chimici. Le vie di diffusione nell’ambiente di queste sostanze possono essere molteplici e non sempre facili da determinare. Contrariamente ai farmaci, l’apporto di residui di Atrazina, Mecoprop, Terbutrina, Triclosano e Benzotriazolo da fonti diffuse può risultare molto importante o addirittura determinante (Giger et al., 2003; Götz et al., 2010; Wittmer et al., 2011). Tra le fonti diffuse, che si contrappongono alle fonti puntuali, è possibile citare l’agricoltura o lo smaltimento di acque piovane in ambito urbano (Götz et al., 2010).

3 Descrizione dei punti di prelievo

I punti di campionamento sono stati scelti con lo scopo di quantificare nella maniera più rappresentativa possibile l’impatto antropico, in particolare riconducibile all’IDA di Mendrisio, sulla qualità delle acque del Laveggio e della zona Sud del Lago di Lugano. I sottocapitoli seguenti descrivono brevemente i luoghi di prelievo prescelti. Una visione d’insieme è rappresentata schematicamente nella Figura 2.

3.1 Laveggio a monte dell’IDA di Mendrisio (L1)

Questo punto di prelievo dell’acqua del Laveggio è ubicato a circa 200 metri a monte dell’IDA di Mendrisio del CDAM. Le acque del Laveggio in questo possono essere contaminate prevalentemente da fonti diffuse di microinquinanti (per esempio: pratiche agricole, fonti urbane diffuse).

3.2 Acque in entrata e in uscita presso il CDAM (IDA_e, IDA_u)

La determinazione di microinquinanti nelle acque prelevate in entrata all’impianto del CDAM, IDA_e, fornisce un’idea del carico di queste sostanze prodotte dalle attività antropiche e con uno scarico in canalizzazione. Le acque del prelievo in uscita, IDA_u, forniscono indizi sull’efficacia dell’impianto per un eventuale abbattimento dei microinquinanti e sulla qualità delle acque scaricate nel Laveggio.

3.3 Laveggio a valle dell’IDA di Mendrisio (L2)

Il punto di prelievo L2 si situa nel Laveggio a valle dell’IDA di Mendrisio del CDAM, a livello della stazione di prelievo appartenente alla rete di stazioni idrometriche del Cantone. Questo punto è sottoposto all’influsso dell’IDA, e, oltre alle fonti diffuse, può presentare contenuti di microinquinanti derivanti dall’apporto delle acque depurate e diluite nel fiume.

3.4 Lago Ceresio (Lago)

Le acque del lago di Lugano sono state prelevate nel comune di Riva S. Vitale, a circa 170 metri dalla riva. Il punto di prelievo, nell’estuario del Laveggio, è molto prossimo a quello considerato per la futura captazione a lago promossa dal Gruppo acquedotto a lago (GAL) e prevista nell’ambito del



Figura 2: Illustrazione dei cinque punti di prelievo a nord di Mendrisio.

Piano cantonale di approvvigionamento idrico (PCAI). Il prelievo comprende un singolo campione corrispondente allo specchio d'acqua compreso tra 0 e 20 metri di profondità.

4 Modalità di prelievo e di analisi dei campioni

Con eccezione dell'acqua del lago, i campioni sono stati prelevati considerando una raccolta durante 24 ore per mezzo di campionatori automatici (Sacchi, 2011).

Per i punti IDA_e, IDA_u e L2 sono stati utilizzati i campionatori fissi presenti presso la struttura del CDAM e rispettivamente quello della stazione idrometrica cantonale. I campionatori presso il CDAM, posizionati in entrata dopo il pretrattamento (IDA_e) e all'uscita prima dello scarico nel Laveggio (IDA_u), raccolgono acqua proporzionalmente al carico (50 ml per ogni 100 m³). L'apparecchiatura della stazione idrometrica cantonale campiona 10 ml di acqua ogni 15 minuti. Al punto L1 il prelievo è stato effettuato grazie a un campionatore automatico mobile prelevando 50 ml di acqua ogni 15 minuti. La Tabella 2 riassume i prelievi effettuati, che si sono svolti dalle 8.30 del giorno precedente a quanto riportato nella tabella alle 8.30 del giorno indicato, unitamente a una breve descrizione delle condizioni meteorologiche associate.

Il campionamento delle acque del Ceresio, per contro, è stato effettuato puntualmente e si riferisce a una colonna d'acqua dalla superficie fino a 20 m di profondità. Contrariamente ai punti IDA_{e/u} e, L1/2, non è stato possibile raccogliere le acque del lago nella data del 13.6.2010.

Tabella 2: Data dei prelievi e condizioni meteorologiche del momento. Le croci indicano se il prelievo è stato effettivamente effettuato.

Data	Giorno sett.	L1	IDA _e	IDA _u	L2	Lago	Condizioni meteorologiche
10.06.2010	Giovedì	X	X	X	X	X	T. media 22°C, coperto con precipitazioni
13.06.2010	Domenica	X	X	X	X		T. media 23°C, soleggiato leggermente nuvoloso
13.07.2010	Martedì	X	X	X	X	X	T. media 28°C, soleggiato
11.08.2010	Mercoledì	X	X	X	X	X	T. media 23°C, coperto con precipitazioni importanti

I campioni sono stati acidificati sul posto a un pH di 2 tramite aggiunta di una soluzione di acido cloridrico al 25%, filtrati su membrana in fibra di vetro (0.7 µm) e raccolti in una bottiglia in polietilene (PE). Sia in fase di prelievo che di trasporto presso il laboratorio Laboratoire Central Environnemental (CEL) della facoltà ENAC (Environnement Naturel, Architectural et Construit) del politecnico federale di Losanna, EPFL, (avvenuto entro 24h) le acque sono state mantenute a una temperatura di <5°C. La metodica di analisi del laboratorio per determinare il contenuto di microinquinanti è descritta solo molto sommariamente di seguito. Per ulteriori dettagli si rimanda alle referenze Sacchi, 2011 e Morasch et al., 2010.

Le sostanze da ricercare sono state estratte da 1 litro di acqua in esame su di una cartuccia per l'estrazione in fase solida (SPE) preparata dal laboratorio e contenente quattro fasi (Morasch et al., 2010). Dopo un'opportuna eluizione, il protocollo impiegato ha permesso di concentrare gli analiti in Metanolo. Gli estratti sono stati in seguito sottoposti a separazione per mezzo di un sistema di cromatografia liquida a ultra prestazioni (UHPLC) dotato di rivelatore, con ionizzazione ESI (electron spray ionization), a doppia detezione di massa (MS/MS). Grazie a un opportuno programma di rivelazione specifico nel tempo e considerando gli schemi di frammentazione selettiva tipica di ogni analita, gli stessi sono stati determinati e quantificati. Il metodo è

caratterizzato da un'ottima sensibilità, come illustrato nella Tabella 3 in allegato dai bassi limiti di rivelazione (LOD) e di quantificazione (LOQ).

5 Risultati e discussione

5.1 Discussione generale

L'analisi dei campioni prelevati in quattro momenti differenti e nei cinque diversi punti di prelievo L1, IDA_e, IDA_u, L2 e Lago ha dimostrato la presenza di concentrazioni rilevabili (in almeno un'occasione) per 18 delle 21 sostanze considerate. Le concentrazioni di Fenofibrato, Iohexolo, e Triclosano sono risultate in tutte le occasioni inferiori al limite di rivelazione. Tutti i risultati sono riassunti nella Tabella 3 in allegato.

Per una visione generale della situazione, la Figura 3 visualizza la media complessiva delle concentrazioni per le 21 sostanze analizzate nei diversi punti e nei diversi momenti di prelievo.

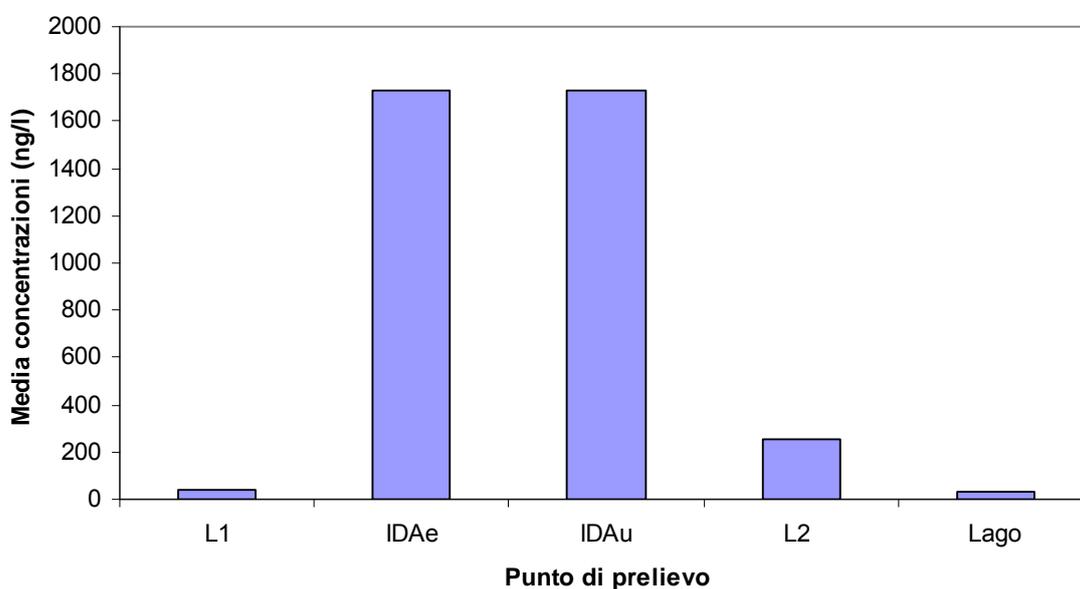


Figura 3: Media delle concentrazioni per le 21 sostanze considerate nei diversi punti di prelievo. Sono inclusi i risultati relativi a tutti i campioni analizzati (vedi Tabelle 2 e 3).

Mentre la contaminazione del Laveggio nel punto L1 appare di sottofondo (media di ~40 ng/l), nel punto L2 i residui aumentano di oltre 6 volte (media di ~250 ng/l), facendo emergere chiaramente un contributo dovuto allo scarico dell'IDA nel Laveggio. Come preventivamente, le acque del lago sono quelle che presentano, per effetto della fortissima diluizione, le concentrazioni più basse (media di ~33 ng/l). Con oltre 1700 ng/l, le acque in entrata e in uscita dal depuratore sono nettamente le più ricche in microinquinanti. Questa conclusione non è da interpretare in maniera generalizzata e si riferisce al presente studio con la relativa parametrizzazione. Visto che la stessa è dominata dal gruppo dei farmaci, la cui diffusione nell'ambiente avviene quasi esclusivamente attraverso le acque di scarico e passando per gli IDA, le concentrazioni medie dominanti di IDA_e e IDA_u non sorpremono.

La Figura 4 mostra singolarmente i residui mediani, minimi e massimi dei 18 microinquinanti per ogni punto di prelievo. È interessante notare come a monte dell'IDA l'unica sostanza appartenente al gruppo dei farmaci rilevabile sia risultata essere l'antiepilettico Gabapentina, peraltro in concentrazioni molto basse (mediana 3, massimo 8 ng/l). Questa osservazione di dettaglio sostiene l'interpretazione data sopra. I residui al punto L1 di Atrazina, Mecoprop-P, Terbutrina e Benzotriazolo sono compatibili con un apporto, almeno parziale, da fonti diffuse urbane e agricole (Götz et al., 2010; Wittmer et al., 2011).

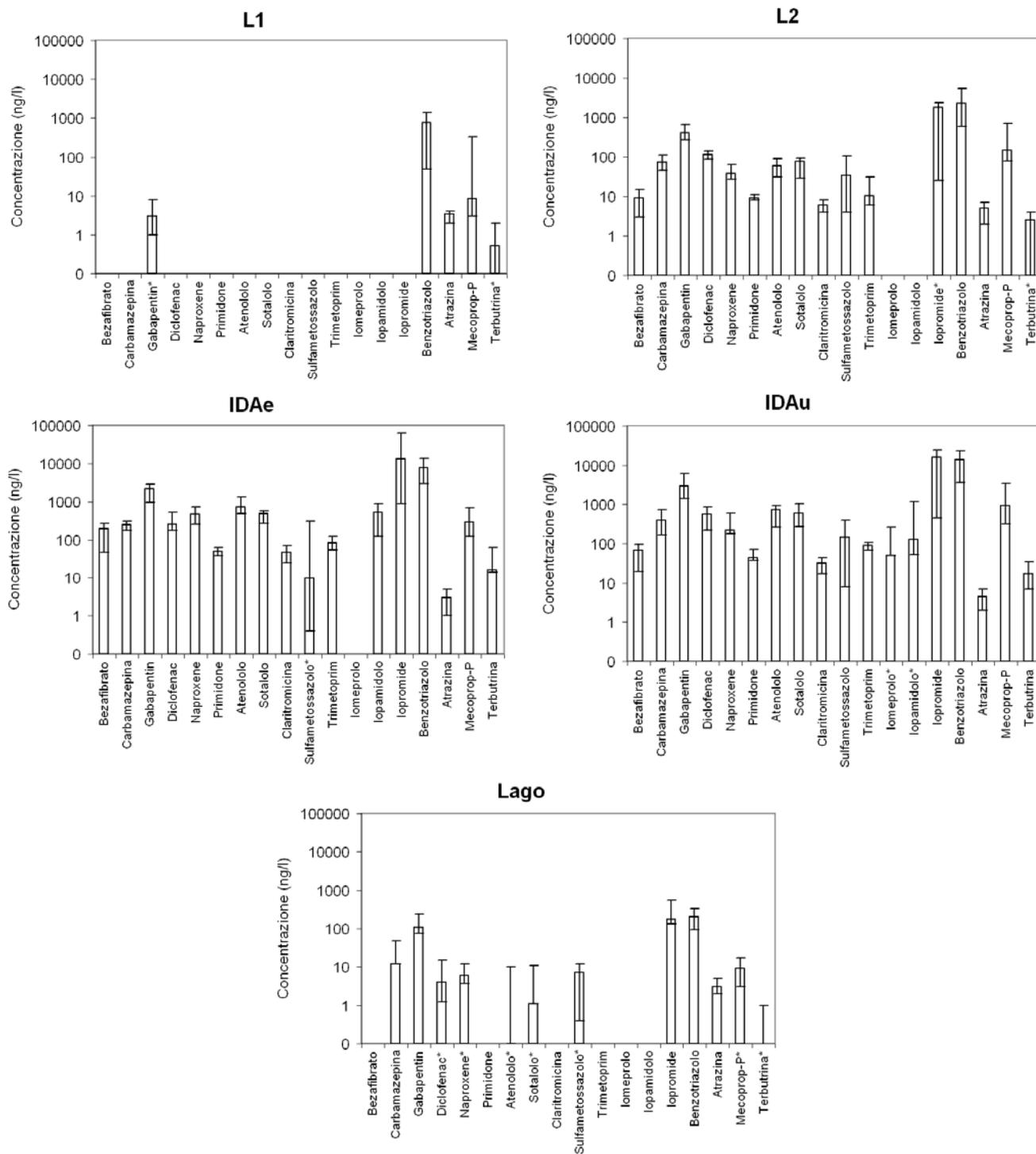


Figura 4: Rappresentazione grafica dei residui dei 18 microinquinanti rilevati per punto di prelievo (scala logaritmica). Sono riportate le concentrazioni mediane per ogni sostanza, con l'indicazione dei minimi e dei massimi. Sono stati considerati tutti i valori disponibili (Tabella 3). Nel caso di serie con almeno un valore sotto il limite di rivelazione, gli "nd" sono stati sostituiti dal valore LOD (sostanze contrassegnate con *).

Presso il punto di prelievo IDA_e si osserva il contributo rilevante di residui di farmaci espulsi con urine e feci umane, di provenienza sia dagli scarichi domestici che da quelli dei centri ospedalieri allacciati. La presenza di acque chiare in entrata all'impianto è testimoniata dalla misurazione di residui di sostanze, come il Mecoprop, che provengono prevalentemente o esclusivamente da fonti diffuse urbane (Götz et al., 2010; Wittmer et al., 2011). Visto il limitato potenziale di trattamento

attuale degli IDA svizzeri (vedi introduzione), i residui in uscita al punto IDA_u sono mediamente analoghi o, per alcune sostanze, addirittura superiori che in entrata (vedi sotto).

La tipologia di residui misurabili nel Laveggio al punto L2 conferma l'apporto decisivo dell'IDA di Mendrisio al carico in questo punto del fiume. Confrontando le concentrazioni dei diversi microinquinanti ai punti IDA_u e L2, emerge infatti una distribuzione del tutto analoga (Figura 4) ma, a livello quantitativo, di circa 6-7 volte inferiore, in linea con il fattore di diluizione tipico per le acque di scarico dell'IDA una volta immesse nel Laveggio (mediamente di 5). Questa osservazione è anche in linea con le concentrazioni previste da modelli di immissione di sostanze problematiche nei corsi d'acqua (Gälli et al., 2009; Sacchi, 2011). Per una valutazione più rigorosa andrebbe considerato il possibile contributo delle acque in esubero provenienti dagli scaricatori di piena presenti lungo il Laveggio, con ripercussioni verosimili per i campioni prelevati il 10.6 e l'11.8.

La varietà e il tenore di sostanze nelle acque di lago dovrebbero correlare direttamente con l'entità del loro utilizzo e con la loro propensione a resistere a fenomeni di degradazione biologici, chimici e chimico-fisici. Per una comprensione più completa dei microinquinanti presenti nelle acque del lago di Lugano andrebbero considerate evidentemente anche altre fonti di immissione (es: apporto dal Vedeggio) che esulano dal contesto discusso nell'ambito di questo studio.

5.2 Microinquinanti nelle acque del Lago Ceresio

Nell'ottica di valutare l'idoneità a scopo potabile dell'acqua grezza di lago presso Riva San Vitale, sono disponibili dati analitici sulle concentrazioni di microinquinanti da uno studio commissionato dal GAL a esperti del WVZ (Wasser Versorgung Zürich) della città di Zurigo, del Laboratorio Cantonale e l'AGE di Chiasso (Schildknecht et al., 2009). La Tabella 4 riassume alcuni risultati dello studio commissionato dal GAL e li confronta con quelli ottenuti nell'ambito di questa indagine.

Tabella 4: Concentrazioni di microinquinanti in ng/l nelle acque del lago di Lugano presso Riva San Vitale ottenuti dalla WVZ di Zurigo (referenza Schildknecht et al., 2009) e nel presente studio. Sono riportate solo le sostanze analizzate in entrambi i casi.

Data prelievo	WVZ						Questo lavoro			
	5.2.08		6.8.08			4.2.09		16.6.10	13.7.10	11.8.10
Profondità	25 m	35 m	5 m	25 m	35 m	25 m	35 m	0-20 m	0-20 m	0-20 m
Bezafibrato	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<1	<1	<1
Fenofibrato	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<2	<2	<2
Carbamazepina	<10	<10	<10	<10	<10	18	23	12	12	48
Diclofenac	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	4	<2	15
Naproxene	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<10	<4	6	12
Iohexolo	17	16	<10	12	<10	<10	<10	<9	<9	<9
Iopamidolo	150	151	85	116	117	109	126	<53	<53	<53
Iopromide	<10	<10	12	24	17	20	21	133	548	174
Benzotriazolo	201	203	112	180	196	163	163	205	93	330
Atrazina	<25	<25	<5	<5	<5	<5	<5	3	2	5
Terbutrina	n.a.	n.a.	<5	<5	<5	<5	<5	1	<1	<1

Anche se i risultati si riferiscono a diversi momenti di prelievo e a colonne d'acqua differenti, è interessante notare che, sia le concentrazioni che il tipo di sostanze rilevabili, appaiano simili. L'unica eccezione riguarda i mezzi di contrasto Iopamidolo e Iopromide, il primo prevalente nello studio del WVZ, il secondo nella serie di dati presentati qui. La differenza potrebbe essere riconducibile, per esempio, a un impiego maggiore di Iopromide in ambito diagnostico tra il 2008 e il 2010 (a scapito dello Iopamidolo). La tendenza ipotizzata sembrerebbe anche supportata dai risultati dello stesso WVZ (confronto tra dati del 5.2.2008 e seguenti). I risultati messi a disposizione dallo studio del GAL, che considera un grande numero di microinquinanti (>120)

appartenenti a classi di sostanze molto diversificate (tra cui detersivi, idrocarburi clorurati, mono- e policiclici aromatici, PCB, additivi della benzina, tensioattivi per fluorurati, farmaci, sostanze endocrine, fitosanitari), forniscono un quadro più ampio per valutare le acque del lago di Lugano in rapporto a quelle di altri laghi ticinesi e svizzeri (Schildknecht et al., 2009; Orтели et al., 2011; Loos et al., 2007). Studi futuri della CIP AIS dovrebbero occuparsi in maniera approfondita di questa tematica.

5.3 *Rischio acquatico del Laveggio e del lago*

In assenza di valori di legge specifici e per valutare il potenziale di rischio delle sostanze ritrovate sulla biocenosi acquatica, è possibile confrontare le concentrazioni misurate con diversi valori di riferimento disponibili. Una variante è quella di prendere in considerazione gli standard di qualità ambientale definiti dalla direttiva europea 2000/60CE, che propone una procedura specifica. In Svizzera, la definizione di tali standard è gestita dall'Oekotoxzentrum di Dübendorf che pubblica e mantiene aggiornati allo stato delle conoscenze ecotossicologiche i criteri di qualità acuti (MAC-EQS) e cronici (AA-EQS) per le acque (Götz et al., 2010; Oekotoxzentrum, 2012; Chèvre e Escher, 2005).

La Tabella 5 in allegato riassume i valori di riferimento citati sopra con le concentrazioni sperimentali delle sedi sostanze misurate in questo studio nelle acque del Laveggio (L1/2) o del lago. Se per il Laveggio a monte dell'IDA di Mendrisio (punto di prelievo L1) e per il lago Ceresio (punto di prelievo Lago) nessuna concentrazione media o massima supera i valori di riferimento, la situazione nel Laveggio a valle dell'IDA (punto di prelievo L2) è diversa. Sia la concentrazione media che quella massima di Diclofenac, rispettivamente 115 e 142 ng/l, sono superiori al valore di AA-EQS, 50 ng/l. Di conseguenza, come previsto dal modello utilizzato dall'UFAM (vedi introduzione), anche a livello sperimentale viene confermata l'ipotesi che lo scarico dell'IDA di Mendrisio nel Laveggio possa portare a concentrazioni di alcuni microinquinanti eccessive (Gälli et al., 2009). È interessante notare come, per molte sostanze, non siano ancora disponibili valori di riferimento ecotossicologici consolidati.

5.4 *Carico di microinquinanti nelle canalizzazioni e rimozione presso l'IDA di Mendrisio*

Le sostanze in entrata all'IDA raffrontate ad altri studi permettono di quantificare il carico in microinquinanti presente nelle canalizzazioni e di trarre alcune conclusioni in relazione alla pressione antropica in diverse regioni svizzere. Per esempio, se confrontati ai dati pubblicati nella referenza (Margot et al., 2011) per l'impianto di Vidy-Losanna (campagna del maggio 2010) che tratta le acque di 220'000 abitanti equivalenti, i risultati ottenuti per IDA_e appaiono immediatamente molto simili. Le concentrazioni in entrata all'impianto di Vidy sembrerebbero significativamente maggiori solo per alcuni farmaci (in particolare Diclofenac, Benzafibrato e gli antibiotici, da 2 a 8 volte). Questo potrebbe essere spiegabile con un'attività ospedaliera più rilevante nella regione romanda ma anche con la leggera differenza temporale del campionamento tra i due studi. L'altra differenza apparente riguarda i due mezzi di contrasto Iopamidolo e Iopromide, il primo presente mediamente in quantità di 4 volte superiori presso l'IDA di Losanna, il secondo di 4 volte superiori all'IDA di Mendrisio. Sulla base delle osservazioni presentate sopra per le acque del lago, la prevalenza di Iopromide negli scarichi del Mendrisiotto sembrerebbe avere acquisito importanza solo a partire dal 2010. Naturalmente per la determinazione di tendenze più robuste sarebbero necessari studi nel medio-lungo periodo e rappresentativi per tutto l'arco dell'anno.

Il progetto di modifica dell'OPAc descritto nell'introduzione prevede l'adozione di misure in molti IDA svizzeri per ridurre i microinquinanti nelle acque e proteggere con più efficacia l'ecosistema e le risorse per l'approvvigionamento di acqua potabile. Vista la mancanza di dati sperimentali specifici per molti IDA in relazione alla loro attuale capacità di eliminare sostanze organiche in tracce, è istruttivo confrontare i risultati di IDA_e con quelli di IDA_o nell'ottica di valutare la situazione attuale presso l'IDA del CDAM.

Nonostante numerosi studi siano stati eseguiti, i dettagli della degradazione di microinquinanti organici presso gli impianti di depurazione non sono ancora completamente compresi. Naturalmente anche la tipologia degli IDA e le loro caratteristiche giocano un ruolo molto importante. I processi di degradazione sono sicuramente influenzati, tra le altre cose, dalla composizione della biocenosi batterica dei fanghi attivi o dalle caratteristiche delle postazioni di filtraggio. Ovviamente, anche le proprietà chimiche e fisico-chimiche degli stessi inquinanti giocano un ruolo centrale (Margot et al., 2011; Sacchi, 2011). In generale, la capacità depurativa diminuisce fortemente in tempo di pioggia per effetto della diluizione e di un ridotto tempo di permanenza delle acque da trattare negli stadi di depurazione.

Il confronto dei dati contenuti nella Tabella 3 per IDA_e e IDA_u fornisce un quadro contrastante e non molto consistente. Per i diversi momenti di prelievo, alcune delle sostanze appaiono in concentrazioni addirittura più alte in uscita che in entrata. In generale, i tassi di degradazione risultano essere da simili a chiaramente inferiori rispetto a quelli pubblicati in indagini specifiche su altri impianti (Hollender et al., 2009; Morasch et al., 2010; Onesios et al., 2008). Diverse possibilità concorrono all'interpretazione dei dati registrati: da un lato la dipendenza da fattori meteorologici, dall'altro il fatto che, essendo i campioni IDA_e e IDA_u stati raccolti contemporaneamente, non viene tenuto conto dello scarto temporale dovuto alla permanenza delle acque di ~16-20 ore all'interno dell'impianto (Sacchi, 2011). In relazione a questo ultimo aspetto, le acque in uscita corrispondono approssimativamente a quelle del giorno precedente rispetto a quelle in entrata. Nonostante di conseguenza un confronto rigoroso tra IDA_e e IDA_u non sia possibile, i dati permettono di confermare come, allo stato attuale, la maggior parte dei microinquinanti considerati vengano trattiene in maniera insufficiente dall'IDA di Mendrisio (Gälli et al., 2009; Götz et al., 2010; Sacchi, 2011).

6 Conclusioni

La verifica delle concentrazioni di 21 sostanze presso le acque dell'IDA di Mendrisio, del Laveggio e del bacino sud del lago di Lugano in diversi momenti di prelievo ha permesso per la prima volta di appurare sperimentalmente le previsioni di criticità dell'UFAM per gli scarichi di alcuni IDA ticinesi. In linea con un modello dell'UFAM, i residui di Diclofenac nelle acque a valle dell'IDA di Mendrisio sono risultati superiori ai criteri di qualità ecotossicologici. Per contro, la contaminazione delle acque del Laveggio a monte dell'IDA e del bacino sud del lago di Lugano è apparsa di sottofondo.

La tipologia di residui misurabili nel Laveggio a monte dell'IDA è compatibile con un apporto da fonti diffuse urbane e agricole. A valle dell'IDA è emerso per contro il contributo decisivo dovuto allo scarico dell'impianto. Le sostanze rilevate nel bacino sud del Ceresio sono in linea con quanto emerso da un'indagine specifica promossa nel 2008-2009 dal Gruppo acquedotto a lago (GAL). A livello nazionale sono in corso sforzi verso l'identificazione di criticità e la modellizzazione di microinquinanti nelle acque (Oekotoxzentrum, 2012; Léman21, 2012). Analogamente, studi futuri della CIP AIS per il lago Ceresio dovrebbero approfondire queste tematiche.

Gli esperimenti pilota presso Regensdorf e Vidy-Losanna hanno permesso di dimostrare che opportuni stadi di depurazione supplementari (assorbimento su carbone attivo e/o ozonizzazione) sarebbero in grado di rimuovere efficacemente molti microinquinanti dagli scarichi di IDA svizzeri. Con tutta probabilità nel medio periodo diversi IDA verranno ampliati in questo senso. Non va dimenticato che una risoluzione globale della problematica dei microinquinanti non potrà prescindere da misure parallele mirate a ridurre gli apporti da fonti diffuse.

Considerando l'aumento demografico e l'accrescimento dell'aspettativa di vita, la varietà e la quantità di microinquinanti nell'ambiente potrebbero aumentare ulteriormente in futuro. Per monitorare la presenza di sostanze organiche in tracce nelle acque e valutarne le dinamiche, sarebbero opportuni ulteriori studi che considerino un maggior numero di sistemi e di analiti.

7 Allegati

Tabella 3: Risultati per tutti i campioni analizzati. Per ogni sostanza sono indicati il limite di rivelazione (LOD) e il limite di quantificazione (LOQ).

			10.6.2010					13.6.2010				13.7.2010					11.8.2010				
	LOD	LOQ	L1	IDA _e	IDA _u	L2	Lago	L1	IDA _e	IDA _u	L2	L1	IDA _e	IDA _u	L2	Lago	L1	IDA _e	IDA _u	L2	Lago
	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l	ng/l
Bezafibrato	0.9	2.8	nd	47	20	9	nd	nd	171	96	3	nd	264	55	9	nd	nd	220	82	15	nd
Fenofibrato	1.2	3.7	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Carbamazepina	0.1	0.2	nd	287	218	101	12	nd	176	169	46	nd	209	576	109	12	nd	311	744	48	48
Gabapentin	1	2.9	8	2826	1996	672	106	5	2691	1409	274	nd	942	4004	522	75	nd	1644	6063	300	238
Diclofenac	1.2	3.5	nd	520	506	142	4	nd	300	220	86	nd	205	624	100	nd	nd	175	860	132	15
Naproxene	3.7	11.1	nd	260	180	63	nd	nd	433	599	27	nd	502	206	34	6	nd	710	237	42	12
Primidone	1.4	4.1	nd	46	40	11	nd	nd	63	38	8	nd	38	47	8	nd	nd	53	71	10	nd
Atenololo	0.1	0.4	nd	486	260	91	nd	nd	764	538	31	nd	1298	941	73	nd	nd	682	921	48	10
Sotalolo	1.1	3.4	nd	533	274	92	nd	nd	262	301	29	nd	587	925	89	nd	nd	441	1040	63	11
Claritromicina	0.3	0.8	nd	25	28	8	nd	nd	35	37	5	nd	57	17	4	nd	nd	68	44	7	nd
Sulfametossazolo	0.4	1.3	nd	308	397	108	7	nd	19	8	50	nd	nd	223	18	nd	nd	nd	69	4	12
Trimetoprim	0.3	0.8	nd	108	72	31	nd	nd	120	108	12	nd	57	68	9	nd	nd	54	109	6	nd
Iohexolo	8.5	25.4	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Iomeprolo	50.2	150.6	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	261	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Iopamidolo	52.4	157.3	nd	161	nd	nd	nd	nd	120	nd	nd	nd	893	203	nd	nd	nd	871	1182	nd	nd
Iopromide	25.5	76.4	nd	8923	462	2352	133	nd	896	23172	nd	nd	63664	9152	2095	548	nd	17155	24427	1476	174
Benzotriazolo	3.1	9.3	1364	13549	3633	5367	205	1053	4555	19441	1202	49	10742	23535	3392	93	492	3012	8650	595	330
Triclosano	152.1	456.2	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd
Atrazina	0.1	0.2	4	5	2	7	3	3	2	4	4	2	1	5	6	2	4	4	7	2	5
Mecoprop-P	3	8.9	10	325	1085	125	nd	7	120	795	170	335	257	3452	699	9	3	683	322	78	17
Terbutrina	0.03	0.1	1	15	7	4	1	nd	17	22	1	2	62	34	4	nd	nd	14	12	nd	nd

Tabella 5: Criteri di qualità per le acque acuti (MAC-EQS) e cronici (AA-EQS) pubblicati dall'Oekotoxzentrum di Dübendorf (Oekotoxzentrum, 2012) confrontati con i valori medi e massimi (tra parentesi) ottenuti nel presente lavoro per le acque del Laveggio (L1/2) e del lago Ceresio. Sono elencate esclusivamente le sostanze rilevate in almeno un'occasione. Sono evidenziate in grassetto e sottolineate le concentrazioni superiori ad almeno un criterio di qualità.

	MAC-EQS in ng/l	AA-EQS in ng/l	Media (e massimo) per punto L1 in ng/l	Media (e massimo) per punto L2 in ng/l	Media (e massimo) per il lago in ng/l
Bezafibrato	76000	460	<1 (<1)	9 (15)	<1 (<1)
Carbamazepina	2550000	500	<1 (<1)	76 (109)	24 (48)
Gabapentin	n.d.	n.d.	<4 (8)	442 (672)	140 (238)
Diclofenac	n.d.	50	<2 (<2)	<u>115 (142)</u>	<7 (15)
Naproxene	370000	1700	<4 (<4)	42 (63)	<8 (12)
Primidone	n.d.	n.d.	<2 (<2)	9 (11)	<2 (<2)
Atenololo	330000	150000	<1 (<1)	61 (91)	<4 (10)
Sotalolo	n.d.	n.d.	<2 (<2)	68 (92)	<5 (11)
Claritromicina	110	60	<1 (<1)	6 (8)	<1 (<1)
Sulfametossazolo	2700	600	<1 (<1)	45 (108)	<7 (12)
Trimetoprim	1100000	60000	<1 (<1)	15 (31)	<1 (<1)
Iopromide	n.d.	n.d.	<26 (<26)	<1488 (2352)	285 (548)
Benzotriazolo	120000	30000	740 (1346)	2639 (5367)	209 (330)
Atrazina	n.d.	n.d.	3 (4)	5 (7)	3 (5)
Mecoprop-P	n.d.	n.d.	89 (335)	268 (699)	<10 (17)
Terbutrina	n.d.	n.d.	<1 (2)	<3 (4)	<1 (1)

8 Bibliografia

- Chèvre N., Escher B. 2005. Welches risiko stellen pestizide für die Gewässer dar? Eawag News. 59: 20–23.
- Gälli R., Ort C. e Schärer M. 2009. Mikroverunreinigungen in den Gewässern. Bewertung und Reduktion der Schadstoffbelastung aus der Siedlungsentwässerung. Umwelt-Wissen Nr. 0917. Bundesamt für Umwelt, Bern.
- Giger W., Alder A.C., Golet E.M., Kohler H.P.E., McArdell C.S., Molnar E., Siegrist H., Suter ;J.F. 2003. Accurrence and fate of antibiotics as trace contaminants in wastewaters, sewage sludges, and surface waters. *Chimica*. 57: 485-491.
- Götz C.W., Kase R. e Hollender, J. 2010. Mikroverunreinigungen - Beurteilungskonzept für organische Spurenstoffe aus kommunalem Abwasser“. Studie im Auftrag des BAFU. Eawag, Dübendorf
- Hollender J., Zimmermann S.G., Koepke S. Krauss M., McArdell C.S., Ort C., Singer H., von Gunten U., Siegrist H. 2009. Elimination of Organic Micropollutants in a Municipal Wastewater Treatment Plant Upgraded with a Full-Scale Post-Ozonation Followed by Sand Filtration. *Environmental Science & Technology*. 43 (20): 7862-7869.
- Kilchmann S., Reinhardt M., Schürch M., Traber D. (OFEV). 2009. Résultats de l'observatoire national des eaux souterraines (NAQUA) – Etat et évolution de 2004 à 2006. *Etat de l'environnement*, 0903: 1-144.
- Léman21. Progetto di ricerca «Scientific concepts for the sustainable management of mid-sized lakes in the 21th century». I risultati vengono aggiornati alla pagina web: www.leman21.ch.
- Loos R., Wollgast J., Huber T., Hanke G. 2007. Polar herbicides, pharmaceutical products, perfluorooctanesulfonate (PFOS), perfluorooctanoate (PFOA), and nonylphenol and its carboxylates and ethoxylates in surface and tap waters around lake Maggiore in northern Italy. *Anal. Bioanal. Chem.*, 387:1469-1478.
- Margot J., Magnet A., Thonney D., Chèvre N., de Alencastro F. e Rossi L. 2011. Traitement des micropolluants dans les eaux usées – Rapport final sur les essais pilotes à la STEP de Vidy (Lausanne). Ed. Ville de Lausanne.
- Mompelat S., Le Bot B., Thomas O. 2009. Occurrence and fate of pharmaceutical products and by-products, from resource to drinking water. *Environment International* 35: 803-814.
- Morasch B., Bonvin F., Reiser H., Grandjean D., de Alencastro F., Perazzolo C., Chèvre N., Kohn T. 2010. Occurrence and fate of micropollutants in the Vidy Bay of Lake Geneva, Switzerland. Part II: micropollutant removal between wastewater and raw drinking water. *Environmental Toxicology and Chemistry* 29 (8): 1658-1668.
- NFP 2008. AA.VV. Nationales Forschungsprogramm «Hormonaktive Stoffe», Konsensplattform «Hormonaktive Stoffe in Abwasser und Gewässern», Schlussdokument. Pubblicato per conto del Fondo nazionale svizzero da int/ext Communications AG, Postfach, Basel.
- Oekotoxzentrum. L'elenco di MAQ-EQS e AA-EQS viene aggiornato alla pagina web dell'Oekotoxzentrum: www.oekotoxzentrum.ch/qualitaetskriterien.
- Onesios K. M., Yu J. T., Bouwer E. J. 2008. Biodegradation and removal of pharmaceuticals and personal care products in treatment systems: a review. *Biodegradation*, 20 (4): 441-466.
- Ortelli D., Edder P., Rapin F., Ramseier S. 2011. Métaux et micropolluants organiques dans les rivières et les eaux du Léman. *Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut.*, Campagne 2010, 65-86.
- Sacchi L. 2011. Le cycle anthropique de l'eau dans la région de Mendrisio (TI): quelles perspectives pour la ressource en eau? *Maîtrise universitaire en Sciences en Géosciences de l'Environnement*, Université de Lausanne. 1-124
- Schildknecht A., Köster O., Bosshart U. 2009. Analisi dell'acqua presso la futura captazione a lago di Riva San Vitale: Stazione di captazione e potabilizzazione Ronchi. Pubblicato dal GAL Mendrisiotto c/o AGE SA – Chiasso.
- Snyder A.S., Westerhoff P., Yoon Y., Sedlak D.L. 2003. Pharmaceuticals, personal care products, and endocrine disruptors in water: implications for the water industry. *Environmental Engineering Science*. 20 (5): 449-469.
- Wittmer I.K., Scheidegger R., Bader H.P., Singer H., Stamm C. 2011. Loss rates of urban biocides can exceed those of agricultural pesticides. *Science of the Total Environment*, 409: 920–932.