- Progetto -

**“SOSTENIBILITÀ AMBIENTALE DEGLI INTERVENTI DI PROTEZIONE IDRAULICA NEL TORRENTE LURA: UN PROGETTO PILOTA DI GESTIONE INTEGRATA E PARTECIPATA”**

# *CONTRIBUTO SPECIALISTICO C*

## *Aspetti ecologici e qualitativi del Torrente Lura e possibili modalità d'inserimento di wetland*

**DISAT – Dipartimento di Scienze dell’Ambiente e del Territorio**
**Università degli Studi di Milano Bicocca**
Piazza della Scienza, 1 – 20126 Milano – Tel. 0264482736 – Fax. 0264482795
Email: valeria.mezzanotte@unimib.it, sergio.canobbio@unimib.it

*Responsabile: prof.ssa Valeria Mezzanotte*

Altri componenti del gruppo di ricerca:
dott. Sergio Canobbio, dott.sa Federica Benvenuto, dott.sa Michela Siotto

# *INDICE*

**1. INTRODUZIONE ..... 5**

**2. IL TORRENTE LURA ..... 10**

**3. MATERIALI E METODI ..... 17**

**3.1 Parametri chimico-fisici di base e classificazione secondo il D.Lgs.152/99 ..... 17**

3.1.1 Indice Biotico Esteso ..... 19
3.1.2 Indice di Funzionalità Fluviale ..... 22
3.1.3 Metalli pesanti ..... 24
3.1.4 Pesticidi ..... 24
3.1.5 Idrocarburi policiclici aromatici (IPA) ..... 27

**3.2 Scelta dei siti di campionamento ..... 28**

**3.3 Metodologie analitiche ..... 28**

3.3.1 Struttura multivariata dei dati ..... 29
3.3.2 Pretrattamento dei dati ..... 29
3.3.3 Analisi delle componenti principali (PCA) ..... 30
3.3.4 Analisi di correlazione canonica (CCA) ..... 34

**3.4 Modellizzazione fluviale: il modello di simulazione *QUAL2E* ..... 35**

3.4.1 Applicabilità di QUAL2E ..... 35
3.4.2 La simulazione del corso d'acqua ..... 36
3.4.3 Formulazione generale del modello ..... 37
3.4.4 Rappresentazione concettuale ..... 38
3.4.5 Rappresentazione funzionale ..... 40
3.4.5.1 Equazione del trasporto di massa ..... 40
3.4.5.2 Caratteristiche idrauliche ..... 41
3.4.5.3 Condizioni di deflusso ..... 41
3.4.5.4 Dispersione longitudinale ..... 42
3.4.6 Reazioni e interazioni dei costituenti principali ..... 44
3.4.6.1 Ciclo dell'azoto ..... 44
3.4.6.2 Ciclo del fosforo ..... 46
3.4.6.3 BOD carbonioso ..... 46
3.4.6.4 Ossigeno disciolto ..... 47
3.4.6.5 Temperatura ..... 49
3.4.6.6 Coefficienti di reazione ..... 50

**3.5 Test di tossicità ..... 51**

**4. RISULTATI ..... 53**

**4.1 Parametri chimico-fisici, idraulici ed ecologici ..... 53**

4.1.1 Definizione delle variabili ambientali ..... 76
4.1.2 Analisi multivariata delle comunità bentoniche ..... 80

**4.2 Sostanze chimiche pericolose e Stato Ambientale del Corso d'Acqua (SACA) ..... 86**
4.2.1 Metalli pesanti ..... 86
4.2.1.1 Zinco ..... 86
4.2.1.2 Nichel ..... 87
4.2.1.3 Cromo ..... 88
4.2.1.4 Rame ..... 89
4.2.1.5 Cadmio ..... 90
4.2.1.6 Piombo ..... 90
**4.3 Monitoraggi - conclusioni ..... 101**
**5. PIANIFICAZIONE DEGLI INTERVENTI DI RECUPERO ..... 107**
**5.1 La strategia delle Aree Umide ..... 107**
5.1.1 Prati umidi e stagni di alimentazione ..... 110
5.1.2 Aree umide artificiali ..... 111
5.1.3 Trattamenti di fitodepurazione ..... 112
5.1.4 Vasche di laminazione ..... 113
5.1.5 Fasce vegetate ..... 114
5.1.6 Interventi di diversificazione in alveo ..... 115
**5.2 Modellazione degli effetti benefici della Strategia delle Aree Umide ..... 115**
**6. CONCLUSIONI ..... 124**
**7. BIBLIOGRAFIA ..... 126**

# 1. INTRODUZIONE

I fiumi e i torrenti del territorio lombardo sono e sono stati soggetti ad un massiccio sfruttamento da parte dell’uomo: l’elevata densità demografica, lo sfruttamento agricolo e poi industriale del territorio, la regimazione delle acque, nonché la presenza di zone in cui questi fattori di alterazione presentano un’incidenza critica ed un effetto sinergico, sono fattori che continuano ad esercitare una pressione a tutt’oggi insostenibile. La qualità delle acque viene compromessa a causa del rilascio di importanti carichi inquinanti, dell’alterazione dei cicli idraulici, della banalizzazione dell’ecotono ripario.
Si sta dunque delineando la causa principale per cui, anche nell’ambito ristretto dell’areale lombardo, è opportuno e necessario che la ricerca di strategie per lo studio, la salvaguardia e il recupero degli ambienti fluviali prosegua e si possa avvalere di metodologie nuove e più efficaci. Esse devono poter quantificare gli impatti, discernerli se concorrenti, assegnare loro i corretti pesi specifici. Più di ogni altra cosa, esse devono fornire risposte utili ai decisori e ai pianificatori nell’ambito della programmazione atta a ripristinare gli equilibri alterati e a permettere, in questo modo, anche la prosecuzione dell’irrinunciabile sfruttamento della risorsa idrica, nell’ambito, però, di uno sviluppo finalmente sostenibile.
La direttiva europea 2000/60 CE, o *Water Framework Directive* (Unione Europea, 2000), ha comportato, anche nell’ambito italiano, il confronto con indicazioni, fino a quel momento sistematicamente non considerate, e obblighi formali riguardo la necessità di provvedere alla tutela integrata dei bacini fluviali, considerando contemporaneamente gli ambiti della qualità delle acque, dei regimi idrologici, della morfologia fluviale (Figura 1.1).
Dall’altro, il recepimento della direttiva è avvenuto in Italia con l’istituzione dei Piani di Tutela delle Acque regionali, che comporta la necessità di approntare nuovi strumenti per la descrizione non ambigua di tali ambiti e per la pianificazione degli interventi volti a rimediare alle situazioni di compromissione: le dichiarazioni di intenti del Programma di Tutela e Uso delle Acque (PTUA) della Lombardia (Regione Lombardia, 2006), ad esempio, sono sicuramente ambiziose e comportano finalmente l’approccio integrato suggerito anche dall’Unione Europea, ma sono destinate a rimanere lettera morta in assenza dello sviluppo di strategie gestionali corrette, le quali sono ancora ben lungi dall’essere realtà.

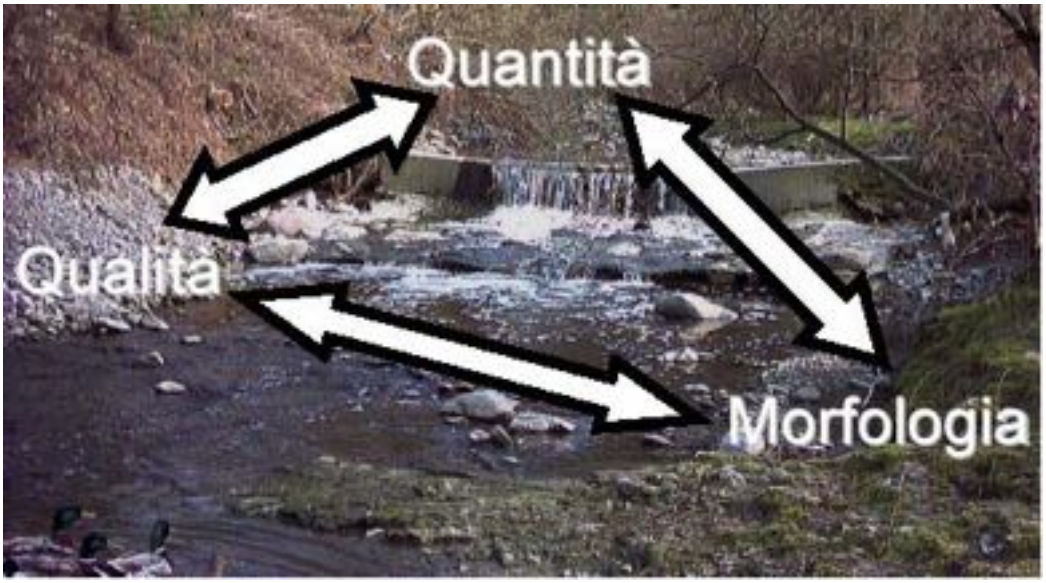


Figura 1.1 – Le componenti degli ambienti fluviali su cui viene esercitata la pressione antropica.

Eppure, l’approccio sistematico alla gestione integrata a scala di bacino potrebbe fornire strumenti conoscitivi, analitici, gestionali e applicativi tali da permettere di comprendere e contrastare la sinergia di alterazioni che sta minando l’esistenza stessa degli ecosistemi fluviali nelle zone più antropizzate, rappresentando così una rara occasione per superare i limiti culturali che fino ad ora hanno impedito un’efficace azione di salvaguardia e recupero.

Le acque cosiddette *correnti* sono una minima parte (circa lo 0,1%) delle acque dolci continentali, ma sono caratterizzate da un tasso di rinnovamento elevatissimo. Le caratteristiche costitutive principali dei fiumi sono date da una marcata struttura lineare (con un basso rapporto ampiezza/lunghezza), sovente ramificata, e la presenza di un flusso idrico con un gradiente monte-valle.

Un fiume si può definire anche solo come un corpo idrico costituito da acque correnti, le quali scorrono lungo le linee di massima pendenza definite dalla morfologia territoriale (Casati & Pace, 1990); eppure, in tali condizioni si forma un ambiente lotico in cui è possibile osservare una successione di ecosistemi lungo la direzione della corrente, popolati da comunità di organismi vegetali e animali che presentano strutture variabili da monte a valle lungo il corso d’acqua e che instaurano strette relazioni fra loro e con i fattori idrogeologici, chimici e fisici.

Non è più possibile parlare di ecologia fluviale prescindendo dal *River Continuum Concept* (Vannote *et al.,* 1980). Esso è stato sviluppato partendo dai dati e dalle osservazioni condotte per decenni dagli idrobiologi di tutto il mondo e propone una

visione unificante dell’ecologia fluviale che richiama l’attenzione sulla stretta dipendenza della struttura e delle funzioni delle comunità biologiche dalle condizioni geomorfologiche ed idrauliche medie del sistema fisico (ANPA, 2000).

In quest’ottica, gli ecosistemi non solo si differenziano in funzione del variare delle condizioni esterne, dando origine a diversificazioni e specializzazioni tassonomiche e funzionali delle comunità biologiche, ma sfumano uno nell’altro e sono interconnessi con gli ecosistemi terrestri circostanti. La differenziazione avviene su diverse scale spaziali e temporali (Figura 1.2).

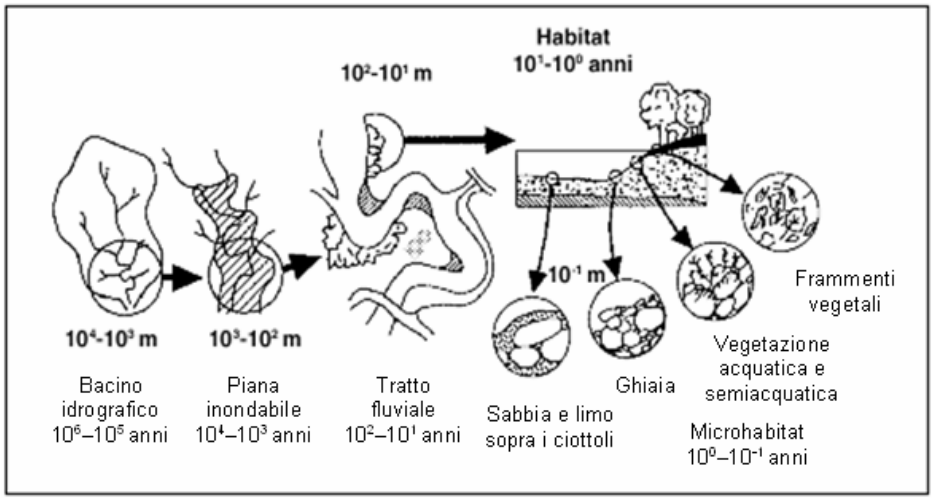


Figura 1.2 – Scala spaziale e temporale dell’organizzazione gerarchica di un sistema fluviale e dei suoi sub-sistemi di habitat (ANPA, 2000, modificato).

In un sistema di questo tipo, il flusso di energia su base annua viene mantenuto costante, nonostante le variazioni stagionali degli apporti dei principali substrati organici (caduta delle foglie, fotosintesi), accoppiando a tali variazioni una serie di accorgimenti regolativi. La sequenza temporale sincronizzata nell’arco dell’anno di sostituzioni di specie e di specializzazioni alimentari, le variazioni temporali dei gruppi funzionali e dei processi di immagazzinamento (ritenzione fisica del detrito organico e produzione di nuova biomassa) e di perdita di energia (trasporto verso valle e respirazione) sono i più evidenti tra questi accorgimenti. A differenza dei sistemi dotati di una struttura fisica poco variabile nel tempo, come ad esempio alcune foreste, nei quali la stabilità dell’ecosistema può essere mantenuta anche con una bassa diversità biologica, negli ecosistemi fluviali, caratterizzati da marcate variazioni fisiche, il mantenimento della stabilità richiede che essa sia elevata e, quindi, condizionata dalla presenza di una elevata diversità ambientale.

Lo studio ecologico dei corsi d'acqua incorpora livelli di risoluzione spaziale annidati: microhabitat, sequenza buca – raschio, tratto fluviale, segmento vallivo, bacino. Ciascuno di questi elementi è caratterizzato da proprie forme e processi e richiede una specifica analisi. Particolare importanza rivestono alcune componenti ambientali (eterogeneità del substrato, sequenze buche – raschi, sinuosità del tracciato, vegetazione riparia, ecotoni acquatici e terrestri), riconducibili al principio unificante della diversità ambientale, riproposto a diverse scale spaziali.

Alla scala minore (a livello di microhabitat) la diversità ambientale è rappresentata soprattutto dalla eterogeneità del substrato, densamente popolato dai macroinvertebrati. Tanto più il substrato è diversificato, maggiore sarà il numero di specie in grado di convivere nell'ambiente. L'elevata diversità biologica, a sua volta, contribuisce ad una più pronta ed efficace risposta alle variazioni temporali del carico organico, ad una migliore efficienza depurante, ad una maggior stabilità.

Alla scala immediatamente superiore, la diversità ambientale è espressa dalla sequenza buche – raschi, oltre che dalla sinuosità del tracciato e dalla presenza di barre di meandro, di rive dolcemente digradanti, di ostacoli locali alla corrente (grossi massi, rami incastrati sul fondo), di vegetazione e di radici di alberi ripari sommerse.

La vegetazione riparia garantisce diversità di habitat esplicando a diversi gradi le funzioni di stabilizzazione dell'alveo, fornitura del detrito organico, limitazione all'eccessivo sviluppo della vegetazione acquatica, protezione da illuminazione e riscaldamento eccessivi, intercettazione, filtrazione e depurazione delle acque di dilavamento del suolo.

La funzionalità e le dinamiche fluviali sono, inoltre, condizionate in larga misura dalle condizioni del territorio circostante e, quindi, non solo dalle già citate fasce di vegetazione riparia, ma anche dalle condizioni dell'intero bacino, in particolare dal suo grado di copertura forestale. Quest'ultima favorisce un regime idraulico con magre e piene meno accentuate e una migliore qualità delle acque.

Il Deflusso minimo Vitale (DMV) può essere definito come *il livello di deflusso necessario alla vita negli alvei sottesi alla linea di displuvio e tale da non danneggiare gli equilibri degli ecosistemi interessati* (Repubblica Italiana, 1994). Tale concetto è diventato oggetto di particolare interesse in tempi recenti, con il verificarsi sempre più frequente di crisi idriche indotte dall'effetto sinergico di prelievi eccessivi d'acqua per

vari scopi da parte dell’uomo, di disequilibri nelle superfici drenanti dei bacini imputabili all’impermeabilizzazione dovuta all’urbanizzazione, nonché di cambiamenti climatici.
Gli ambienti fluviali soggetti ad una riduzione significativa di portata riducono la loro funzionalità ecologica, e quindi le loro capacità di autodepurazione ed autoregolazione.
Il lavoro svolto dal Dipartimento di Scienze dell’Ambiente e del Territorio dell’Università degli Studi di Milano Bicocca è stato finalizzato a caratterizzare il torrente Lura per tutti gli aspetti sopra citati e a valutarne le caratteristiche delle acque in diverse condizioni idrauliche, con riferimento al progetto di realizzazione di vasche di laminazione, oggetto del progetto CARIPLO. Il quadro è stato integrato dai risultati di test di tossicità realizzati su campioni di acque e di sedimenti prelevati nelle stazioni di Guanzate, Bulgorello e Bregnano. Le prove sono state realizzate anche sui terreni circostanti nella zona che potrebbe essere interessata dal progetto delle vasche di laminazione, per verificare l’eventuale preesistenza di situazioni avverse attribuibili al contatto suolo-acque durante le esondazioni.

# 2. IL TORRENTE LURA

Il torrente Lura è un'asta fluviale della lunghezza di circa 45 km, che attraversa le province di Como, Varese e Milano (Figura 2.1). Appartiene al complesso reticolo idrografico a Nord della metropoli milanese, i cui corsi d’acqua nascono nella zona prealpina, non lontano dal confine italo-svizzero, e scorrono con andamento pressoché parallelo verso il capoluogo lombardo. I comuni il cui territorio è attraversato dal torrente Lura, che nasce a circa 1 km dalla frontiera elvetica a quota 402 metri sul livello del mare, sono Uggiate Trevano, Faloppio, Olgiate Comasco, Gironico, Lurate Caccivio, Bulgarograsso, Guanzate, Cadorago, Lomazzo, Bregnano, Rovellasca, Rovello Porro (provincia di Como), Saronno, Caronno Pertusella (provincia di Varese), Lainate, Arese e Rho (provincia di Milano).

Il Lura presenta un bacino idrografico di forma stretta e allungata, conchiuso, nel tipico aspetto dei bacini dei corsi d’acqua di pianura, dai bacini di altri corpi idrici, ovvero del fiume Olona e del torrente Bozzente (a Ovest) e del torrente Seveso e del torrente Guisa (a Est). Il torrente Lura termina il suo corso in corrispondenza dell’abitato di Rho, dove confluisce nel fiume Olona. La superficie idrografica naturale del bacino, chiuso alla confluenza con il recettore Olona, risulta essere di circa 130 $km^2$.

Il principale affluente, di sponda sinistra, è sicuramente la roggia Livescia, che attraversa i territori comunali di Cassina Rizzardi, Fino Mornasco e Cadorago, prima di confluire nel Lura in comune di Cadorago. Altri affluenti degni di menzione, sebbene di portata esigua, sono una piccola roggia che, nascendo in comune di Bizzarone, confluisce nel torrente come tributario di sponda destra in comune di Faloppio e viene convenzionalmente classificata anch’essa con il nome di Lura; la roggia Lura di Albiolo, che nasce nel territorio comunale del paese omonimo e confluisce di sponda destra nel torrente all’altezza dei confini comunali tra Faloppio e Olgiate Comasco; infine, entrambi tributari di sponda sinistra, il torrente Riale, che nasce in comune di Gironico e confluisce nel Lura in comune di Olgiate Comasco, e il torrente Fossato, che riceve i contributi idrici di parte del territorio comunale di Villaguardia e Montano Lucino e confluisce nel Lura al confine tra i comuni di Lurate Caccivio e Bulgarograsso.

Il torrente Lura ha acquisito l’attuale conformazione dopo la fusione dei grandi ghiacciai alpini, in tempi che si possono definire geologicamente molto recenti. L’area del bacino idrografico del Lura attraversa trasversalmente, dalla sorgente alla confluenza con il

fiume Olona, molte delle varie tipologie di apparati morenici e coltri di materiali alluvionali fluvioglaciali rinvenibili nella zona compresa tra l’arco alpino e la città di Milano: di conseguenza, l’alveo del corso d’acqua presenta caratteristiche diverse da Nord a Sud.

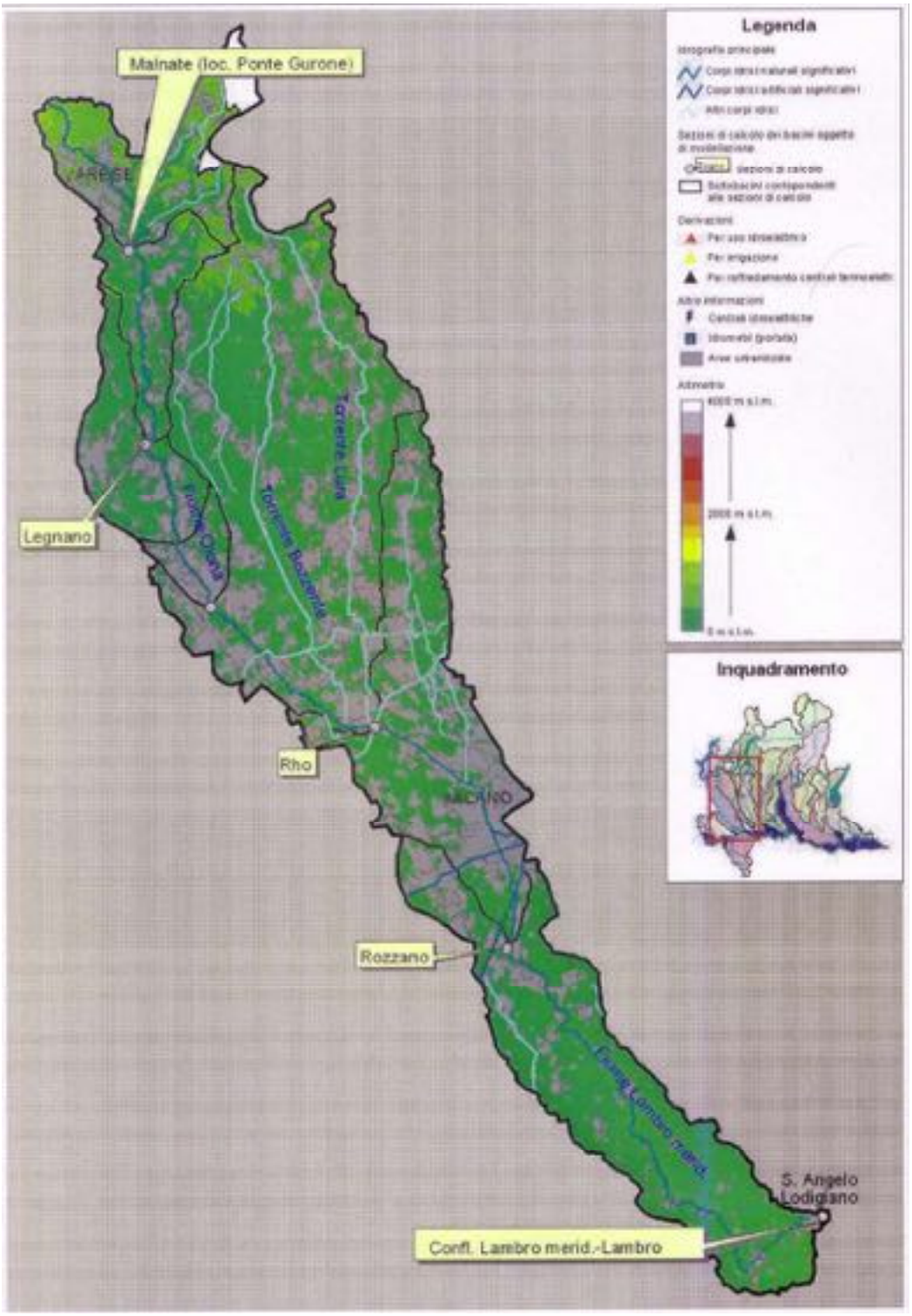


Figura 2.1 – Il bacino idrografico dell’Olona, con gli affluenti Bozzente e Lura (PTUA Regione Lombardia).

Nell’ideale transetto che si ottiene spostandosi dalla sorgente verso Sud, seguendo il corso del torrente, si attraversano in primo luogo gli anfiteatri collinari morenici che costituiscono i vasti apparati deposizionali pleistocenici delle colate glaciali principali del Ceresio e del Lario. morenica.

Lungo il primo tratto di torrente si possono rinvenire formazioni di *gonfolite* (conglomerati intercalati da arenarie grigie del substrato oligo-miocenico), affioranti in pochi tratti di scarpata, ma è indubbio che la caratterizzazione geomorfologica del territorio attraversato è data principalmente dalla deposizione

In particolare, si rinviene una cerchia di colline moreniche würmiane, nella zona che va dalla sorgente all’abitato di Olgiate Comasco, parzialmente sovrapposte ad un sottostante anfiteatro morenico più antico (rissiano) che si spinge più a meridione, fino ai territori comunali di Appiano Gentile, Guanzate, Cadorago e Lomazzo.

Il paesaggio è caratterizzato da terrazzamenti alternati a piccole scarpate, soprattutto nel territorio di Bulgorello (frazione di Cadorago) e Lomazzo, e coincide con le zone dotate di maggior naturalità, tutelate dal Parco della Valle del Torrente Lura. In questa porzione di territorio il torrente attraversa soprattutto depositi morenici ghiaiosi e ciottolosi, ma anche conglomerati del Ceppo Lombardo, fortemente cementati e attribuibili al Pleistocene inferiore (interglaciale Günz-Mindel).

L’evoluzione dell’anfiteatro morenico comasco ha portato alla formazione, a meridione delle cerchie collinari, di superfici di deposito alluvionale e fluvioglaciale che, successivamente incorse in smantellamenti parziali, sono ora lembi terrazzati di forma subtriangolare e profondamente compenetrati tra loro. Sono correlati alle fasi glaciali quaternarie più antiche e pronunciate (Mindel e Riss), che hanno formato le due principali e più evidenti superfici di terrazzamento sopraelevato rispetto al “livello fondamentale della pianura” correlato con l’ultima glaciazione würmiana. Il torrente Lura attraversa un lembo di terrazzo intermedio (rissiano, altresì definito del *Diluvium medio*), mentre non si riscontrano terrazzi antichi mindeliani sufficientemente vicini al corso d’acqua da poter essere considerati in qualche modo influenti sulla caratterizzazione geomorfologica. Il terrazzo antico più vicino è il pianalto di Tradate-Appiano Gentile, a circa 3-4 km a Ovest del torrente Lura all’altezza dei comuni di Lurate Caccivio e Bulgarograsso.

Superato in direzione Sud il territorio comunale di Rovellasca, il terrazzo intermedio rissiano tende a dividersi in due lembi divergenti. Il lembo di sponda destra prosegue per alcuni chilometri, oltrepassando l’abitato di Saronno, parallelo e adiacente al letto del torrente, mentre il lembo di sponda sinistra si allontana verso oriente. Il torrente Lura scorre successivamente nel livello fondamentale della pianura compenetrato ai lembi di terrazzo intermedio. Il livello fondamentale della pianura è caratterizzato dai depositi del Pleistocene Superiore di ghiaie e sabbie fluvioglaciali würmiane. Le sponde del torrente Lura sono generalmente basse e il corso d’acqua scorre a livello del piano di campagna, con la possibilità di esondare e allagare la pianura circostante.

La porzione di territorio attraversata dal torrente Lura, dalla sorgente fino alla sua confluenza con il fiume Olona, è soggetta da secoli ad una pressione antropica massiccia e costante, che non si limita a palesare i suoi effetti sul regime e la qualità delle acque del torrente stesso, ma ha profondamente e irreversibilmente modificato la composizione vegetazionale e floristica della zona in esame. La vegetazione potenziale del territorio, in mancanza dell’azione perturbatrice dell’uomo, sarebbe costituita da foreste a dominanza di rovere nelle porzioni più elevate, e a dominanza di farnia con l’accompagnamento di carpino bianco, frassino e acero campestre nella parte più umida dell’incisione del torrente. Di fatto, la presenza dell’uomo ha non solo pressoché eliminato la copertura forestale, sostituendola con aree urbanizzate, seminativi e prati, ma anche modificato, al punto da renderle irriconoscibili, le superfici boscate superstiti, con l’introduzione di specie esotiche che, nel corso degli anni (o dei secoli) si sono diffuse notevolmente. La porzioni di territorio più ampie nella zona oggetto di studio sono attualmente occupate, come già accennato precedentemente, da prati e attività agrosilvopastorali, dall’agricoltura intensiva, da attività artigianali e industriali, da un’urbanizzazione diffusa. Tra le aree urbanizzate spiccano per la massima vicinanza con il corso d’acqua i centri abitati di Lurate Caccivio, Bulgarograsso, Cadorago, Rovellasca e soprattutto la città di Saronno. Occorre altresì notare che anche laddove i nuclei cittadini siano storicamente più lontani dal torrente, è in atto una costante implementazione delle zone edificabili verso l’incisione del corso d’acqua. L’esaurimento di terreni qualitativamente migliori per l’espansione urbana, sommato al mancato arresto dell’espansione stessa, ha comportato come scelta obbligata per molte amministrazioni comunali l’utilizzo di aree più vicine al torrente Lura, nonostante ciò non possa che provocare una diminuzione della qualità del corso d’acqua e comporti anche

alcuni rischi (legati al dissesto idrogeologico e alla possibilità di allagamenti). Il territorio non urbanizzato nel senso più stretto del termine è occupato per la maggior parte da seminativi, soprattutto cereali, tra cui spiccano il mais e la segale, ma anche la soia e il frumento, o da prati permanenti. In alcune zone, l’alternarsi di queste colture unito alla presenza di abitazioni isolate e cascinali tipici dell’alta pianura padana rende il paesaggio caratteristico e permette al corso d’acqua di esprimere un certo grado di funzionalità ecologica: in particolare, la zona che attraversa l’Olgiatese e alcune porzioni del territorio (da Guanzate a Rovello Porro) tutelato dal Parco della Valle del Lura sono espressioni di una più blanda pressione antropica. Viceversa, tutto il basso corso del Lura, con inclusa la città di Saronno ma anche le zone industriali, i seminativi e gli incolti presenti sui territori comunali di Caronno Pertusella, Lainate, Arese e Rho, esprime un livello di funzionalità ecologica scadente.

Per ciò che concerne la copertura forestale residua del territorio preso in esame, essa è costituita in massima parte da un’unica specie, da arbustiva ad arborea, di origine esotica e infestante. La robinia (*Robinia pseudoacacia*), originaria degli Stati Uniti nord orientali, è stata introdotta massicciamente in Italia a partire dal XIX secolo. Ha un accrescimento molto rapido e si è diffusa notevolmente, governata a ceduo, per la capacità di produrre notevoli quantità di legna da ardere di buona qualità. Si afferma con rapidità, essendo specie a carattere spiccatamente eliofilo, dove il suolo nudo viene lasciato incolto, è pochissimo esigente, riveste un ruolo di pianta pioniera nei confronti della vegetazione forestale. Nel processo di colonizzazione risulta favorita rispetto alle specie autoctone per la facilità di propagazione e la vitalità dell’apparato radicale. La specie non si inserisce nelle formazioni forestali chiuse, da cui tende a essere estromessa se presente, oppure vi permane in forma latente, per poi esplodere quando si aprono discontinuità nella copertura arborea, assumendo il carattere di infestante. La robinia svolge azione pedogenetica, contribuendo alla formazione di humus fresco, soffice e sciolto, e porta, come tutte le leguminose, ad un arricchimento in azoto del suolo.

Grazie alla grande efficienza che la contraddistingue nella concorrenza per lo spazio, soprattutto di quello privo di copertura forestale, la robinia giunge a costituire unità fisionomiche di vegetazione autonome, denominate robinieti. Quando la specie ha semplicemente sostituito le essenze forestali autoctone, il sottobosco è in prevalenza composto dal corteggio floristico di queste ultime, generalmente impoverito. Quando,

invece, il robinieto si installa su terreni incolti o comunque privi di copertura forestale, più o meno degradati, il sottobosco risulta essere occupato da specie nitrofile e sinantropiche, per lo più esotiche, di infimo valore naturalistico, quali la fitolacca (*Phytolacca decandra*), la cespica (*Conyza canadensis*), la solidaggine o Pioggia d'oro (*Solidago virga aurea* e *S. gigantea*) e la falsa fragola (*Duchesnea indica*). Nelle zone più umide la copertura arbustiva può essere implementata dalla presenza del sambuco nero (*Sambucus nigra*). Per lunghi tratti del torrente, la fascia di vegetazione perifluviale è costituita da sottili addensamenti di robinia, con spessori che vanno dall'albero singolo a poche decine di metri, che separano il letto del torrente da costruzioni, seminativi e prati. Il robinieto costituisce circa il 90% della copertura arborea del territorio attraversato dal Lura: solo nelle zone a più alta naturalità dell'Olgiatese e del territorio del Parco del Lura si possono rinvenire in numero significativo, pur commiste alla robinia, altre specie arboree e arbustive, soprattutto quelle legate alla formazione vegetale del querco-carpineto, bosco misto di latifoglie subumido.

Le pressioni antropiche agenti sul torrente Lura possono essere schematicamente riassunte come segue (Canobbio & Mezzanotte, 2003):

*1. Alterazioni della qualità delle acque*

- Scadimento generalizzato lungo l'asse longitudinale, in massima parte dovuto all'apporto continuo dato dal carico inquinante civile e industriale residuo proveniente dagli impianti di depurazione, in assenza di capacità diluenti da parte del recettore.
- Occasionali aumenti del carico inquinante dovuti a immissioni di refluo non trattato nelle aree urbane e per azione degli scaricatori di piena delle reti fognarie.

*2. Alterazioni del regime idraulico*

- Estremizzazione delle caratteristiche torrentizie del corso d'acqua con diminuzione generalizzata delle portate a fronte dell'incremento dei colmi di piena.
- Perdite d'acqua per cause morfologiche nel passaggio, in area urbana, dalla zona collinare a quella basale.
- Presenza di zone in cui onde di piena con tempi di ritorno ragguardevoli potrebbero provocare danni per mancanza di una piana alluvionale libera o per la presenza di manufatti e strozzature che diminuiscono la sezione (o "luce" trasversale).

*3. Alterazioni della morfologia fluviale*

- Presenza di arginature, manufatti, tombamenti e raddrizzamenti che diminuiscono la funzionalità ecosistemica del corso d’acqua e la varietà di *habitat* fluviali.
- Fenomeni erosivi diffusi, accentuati in alcune aree specifiche.

# 3. MATERIALI E METODI

La valutazione delle condizioni di base del torrente Lura è stata condotta attraverso il rilevamento dei parametri chimico-fisici di base delle acque e alla determinazione dell'integrità ecosistemica mediante l'applicazione dell'Indice Biotico Esteso, IBE, secondo i dettami del D.Lgs. 152/99. Come già si è detto nell'introduzione, tale approccio, sicuramente migliore rispetto ai passi compiuti in passato, presenta dei limiti severi essendo ancorato alle logiche tabellari delle concentrazioni agli scarichi o rinvenibili nei recettori e, soprattutto, alla tutela della risorsa idrica senza valutare l'integrità dell'ambiente fluviale nel suo complesso. Questo limite è in parte superato dall'applicazione dell'IBE, poiché il rilevamento delle condizioni qualitative delle comunità di macroinvertebrati bentonici può sicuramente portare all'acquisizione di informazione più utile ai fini di una tutela complessiva delle dinamiche ecologiche, essendo le comunità stesse direttamente influenzate dalla somma delle alterazioni presenti in un dato ambiente e non solo dalla qualità dell'acqua. Tuttavia, tale informazione non è sufficiente né a discernere le singole pressioni agenti, né a valutarne i pesi specifici, né a fornire informazioni atte a pianificare eventuali operazioni di tutela o recupero. Per ottenere un maggior grado di conoscenza, le analisi sono state condotte in numerosi punti di campionamento, posti lungo l'asta del torrente, e l'elaborazione dei dati ha tenuto conto delle condizioni climatiche e idrauliche al momento del campionamento. Inoltre, in aggiunta ai parametri chimico-fisici di base, sono state determinate le concentrazioni di alcuni inquinanti pericolosi, inorganici e organici, quali i metalli pesanti, gli idrocarburi policiclici aromatici, ed alcuni pesticidi.
Per completare il quadro, le condizioni ecologiche del Lura sono state definite attraverso il calcolo dell'Indice di Funzionalità Fluviale e lo studio dei principali parametri di ecologia funzionale.

## 3.1 PARAMETRI CHIMICO-FISICI DI BASE E CLASSIFICAZIONE SECONDO IL D.LGS.152/99

Allo scopo di garantire la confrontabilità delle metodiche di diagnosi più innovative con la definizione delle condizioni ambientali dei corsi d'acqua, si è provveduto, dunque, a rilevare diverse tipologie di parametri tradizionali.Innanzitutto si sono caratterizzati i corpi idrici oggetto di studi mediante descrittori chimici e fisici quali l'OD, la temperatura, la conducibilità, il pH, il COD, il $BOD_5$, il fosforo totale, l'azoto totale, nitrico, nitroso e

ammoniacale, i solfati, i cloruri, la torbidità e il colore (Tabella 3.1). A questi sono stati affiancati anche dati relativi alla presenza di metalli, nonché dati relativi alla presenza di contaminazione biologica (*E. coli*).

Alcuni dei parametri rilevati sono stati utilizzati per il calcolo dell'indice LIM basato sull'uso di 7 macrodescrittori dello stato di qualità chimico-fisico delle acque. Tale indice è stato presentato ai fini della classificazione dei corpi idrici nel D.Lgs. 152/99 e utilizzato in tutte le attività istituzionali di monitoraggio e tutela. La collocazione del corpo idrico in una di 5 diverse classi di qualità avviene mediante la determinazione del 75° percentile della concentrazione di ogni singolo parametro, rilevata mensilmente. Per ogni descrittore sono previsti intervalli di concentrazione corrispondenti a classi di qualità, che originano punteggi (da 5 punti per la classe peggiore a 80 per la migliore, Tabella 3.2).

Tabella 3.1 – Metodi analitici utilizzati per la determinazione dei vari parametri

| **Parametro** | **Metodo/Strumento** |
|---|---|
| pH | pHmetro Radiometer pHM83 |
| Conducibilità | Conduttimetro Radiometer CDM83 |
| Torbidità | Turbidimetro Hach 2100 P |
| Colore | A.P.H.A., A.W.W.A., W.P.C.F. (1992) |
| $BOD_5$ | BOD System VELP |
| COD | IRSA-CNR (1981) |
| Fosforo totale | Valderrama (1981) |
| Azoto totale | Valderrama (1981) |
| Azoto ammoniacale | A.P.H.A., A.W.W.A., W.P.C.F. (1992) |
| Azoto nitrico | A.P.H.A., A.W.W.A., W.P.C.F. (1992) |
| Azoto nitroso | IRSA-CNR (1981) |
| Cloruri | A.P.H.A., A.W.W.A., W.P.C.F. (1992) |
| Solfati | A.P.H.A., A.W.W.A., W.P.C.F. (1992) |

Tabella 3.2 – Livello di inquinamento espresso dai macrodescrittori (LIM).

| Parametro | Livello 1 | Livello 2 | Livello 3 | Livello 4 | Livello 5 |
|---|---|---|---|---|---|
| 100–OD(% sat.) * | ≤ \|10\| # | ≤ \|20\| | ≤ \|30\| | ≤ \|50\| | > \|50\| |
| $BOD_5$ (mg/l) | < 2,5 | ≤ 4 | ≤ 8 | ≤ 15 | > 15 |
| COD (mg/l) | < 5 | ≤ 10 | ≤ 15 | ≤ 25 | > 25 |
| $NH_4$ (mg/l) | < 0,03 | ≤ 0,1 | ≤ 0,5 | ≤ 1,5 | > 1,5 |
| $NO_3$ (mg/l) | < 0,30 | ≤ 1,5 | ≤ 5 | ≤ 10 | > 10 |
| P totale (mg/l) | < 0,07 | ≤ 0,15 | ≤ 0,30 | ≤ 0,6 | > 0,6 |
| Escherichia Coli (UFC/100 ml) | < 100 | ≤ 1.000 | ≤ 5.000 | ≤ 20.000 | > 20.000 |
| Punteggio da attribuire per ogni parametro analizzato (75° percentile del periodo di rilevamento) | 80 | 40 | 20 | 10 | 5 |
| Livello di inquinamento dai macrodescrittori | 480-560 | 240-475 | 120-235 | 60-115 | < 60 |

* La misura deve essere effettuata in assenza di vortici; il dato relativo al deficit o al surplus deve essere considerato in valore assoluto.
# In assenza di fenomeni di eutrofia.

E' poi possibile determinare la qualità complessiva sommando i punteggi di ciascun parametro: l'indice LIM è confrontato con un punteggio analogo determinato dalle risultanze dell'IBE: il risultato finale, chiamato stato ecologico dei corsi d'acqua (SECA), è il peggiore dei due (Tabella 3.3).

Tabella 3.3 – Stato ecologico dei corsi d'acqua (SECA).

| | CLASSE 1 | CLASSE 2 | CLASSE 3 | CLASSE 4 | CLASSE 5 |
|---|---|---|---|---|---|
| IBE | ≥ 10 | 8-9 | 6-7 | 5-4 | 1, 2, 3 |
| Livello di inquinamento dai macrodescrittori | 480-560 | 240-475 | 120-235 | 60-115 | < 60 |

### *3.1.1 Indice Biotico Esteso*

L'IBE, proposto nella sua forma attuale da Ghetti nel 1997, è il primo caso in Italia di bioindicatore usato in modo diffuso per il monitoraggio ambientale. I bioindicatori sono metodiche che utilizzano le risposte biologiche per la valutazione dei cambiamenti di origine naturale o antropica nell'ambiente, ed è finalizzato alla misura ed al controllo della qualità ambientale. Come si è già visto nel capitolo 1, gli organismi viventi costituiscono validi indicatori dello stato di salute ambientale in quanto sono capaci di integrare gli stimoli provenienti sia dalla componente biotica che da quella abiotica e di tradurli in forme di adattamento. Lo scopo dell'indice è quello di "... formulare diagnosi della qualità di ambienti di acque correnti sulla base delle modificazioni nella composizione delle comunità di macroinvertebrati, indotte da fattori di inquinamento delle acque e dei sedimenti o da significative alterazioni fisiche dell'alveo bagnato" (Ghetti, 1997).

L'indice è calcolato come valore numerico ricavato mediante una tabella a doppia entrata (Tabella 3.4): l'ingresso verticale è costituito dal numero di unità sistematiche presenti nel campione, escludendo la presenza di specie trasportate dalla corrente (*drift*); l'ingresso orizzontale, invece, è definito dal gruppo faunistico più sensibile e (per plecotteri, efemerotteri e tricotteri) dal numero di unità sistematiche rinvenute che ad esso appartengono. Ciò configura l'indice come qualitativo (analisi della tipologia dei *taxa*) e semi-quantitativo (analisi del numero di *taxa*). I valori del punteggio ricavabile dalla tabella sono compresi tra 1 e 14. Tale intervallo è suddiviso in ulteriori 5 porzioni a cui sono associate le classi di qualità (

Il campionamento dei macroinvertebrati è avvenuto con delle differenze rispetto alla metodologia normalmente adottata e prevista dal protocollo di attuazione. Al fine di consentire la contemporanea raccolta di dati utili all’applicazione delle metodologie analitiche di cui si parlerà al paragrafo 3.1.2, si è provveduto alla raccolta dei macroinvertebrati non già lungo un transetto trasversale identificato nel corso d’acqua, ma in superfici note (generalmente in aree da 0,1 $m^2$, con 6-8 repliche in diversi microhabitat per singola sezione rilevata, arrivando a superfici investigate pari a 0,6-0,8 $m^2$). In tali superfici sono stati raccolti tutti gli organismi presenti: essi sono stati poi fissati e preservati in alcool al 70% e si è provveduto al riconoscimento in laboratorio al più basso livello tassonomico possibile (normalmente genere o famiglia,
Tabella 3.6) utilizzando le chiavi dicotomiche presenti in Tachet *et al*. (2000) e in Sansoni (1992). In questo modo si è provveduto alla raccolta di informazioni di carattere quantitativo (numero di individui rinvenuti per ogni singolo *taxon*) contestualmente all’applicazione della metodologia. Alcune prove comparate eseguite sul campo permettono di affermare che la metodica di campionamento applicata comporta il riconoscimento di un maggior numero di *taxa* rispetto alla metodologia tradizionale: ciò si è presumibilmente tradotto, a volte, nell’assegnazione di un punteggio IBE più alto, specialmente nelle sezioni caratterizzate da una qualità ambientale inferiore.

Tabella 3.5). Ad ogni classe è riferito un colore diverso, una codificazione che risulta particolarmente utile per la stesura di carte tematiche.

Tabella 3.4 – Tabella a doppia entrata per il calcolo del valore di IBE.

| | | NUMERO TOTALE DI U.S. (INGRESSO VERTICALE) | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **GRUPPI FAUNISTICI (INGRESSO ORIZZONTALE)** | | 0-1 | 2-5 | 6-10 | 11-15 | 16-20 | 21-25 | 26-30 | 31-35 | 36+ |
| Plecotteri presenti | più di una U.S. | - | - | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13* | 14* |
| (Leuctra°) | una sola U.S. | - | - | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | 13* |
| Efemerotteri presenti | più di una U.S. | - | - | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | 12 | - |
| (escludere Baetidae Caenidae°°) | una sola U.S. | - | - | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | - |
| Tricotteri presenti | più di una U.S. | - | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 | - |
| (comprendere Baetidae Caenidae°°) | una sola U.S. | - | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | - |
| Gammaridi e/o Atiidi e/o Palemonidi presenti | tutte le U.S. sopra assenti | - | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | - |
| Asellidi e/o Niphargidi presenti | tutte le U.S. sopra assenti | - | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | - |
| Oligocheti o Chironomidi presenti | tutte le U.S. sopra assenti | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | - | - | - | - |
| Altri organismi | tutte le U.S. sopra assenti | - | - | - | - | - | - | - | - | - |

° Nelle comunità in cui Leuctra è presente come unico taxon di Plecotteri e sono contemporaneamente assenti gli Efemerotteri (oppure sono presenti solo Baetidae e Caenidae), Leuctra deve essere considerato a livello dei Tricotteri per definire l'entrata orizzontale in tabella.

°° Per la definizione dell'ingresso orizzontale in tabella le famiglie Baetidae e Caenidae vengono considerate a livello dei Tricotteri.

- Giudizio dubbio, per errore di campionamento, per presenza di organismi di drift erroneamente considerati nel computo, per ambiente non colonizzato adeguatamente, per tipologie non valutabili con l'IBE.

* Valori di indice che raramente vengono raggiunti nelle acque correnti italiane, per cui occorre prestare attenzione, sia nell'evitare la somma di biotipologie che nel valutare gli effetti prodotti dall'inquinamento trattandosi di ambienti con elevata biodiversità.

Il campionamento dei macroinvertebrati è avvenuto con delle differenze rispetto alla metodologia normalmente adottata e prevista dal protocollo di attuazione. Al fine di consentire la contemporanea raccolta di dati utili all'applicazione delle metodologie analitiche di cui si parlerà al paragrafo 3.1.2, si è provveduto alla raccolta dei macroinvertebrati non già lungo un transetto trasversale identificato nel corso d'acqua, ma in superfici note (generalmente in aree da 0,1 $m^2$, con 6-8 repliche in diversi microhabitat per singola sezione rilevata, arrivando a superfici investigate pari a 0,6-0,8 $m^2$). In tali superfici sono stati raccolti tutti gli organismi presenti: essi sono stati poi fissati e preservati in alcool al 70% e si è provveduto al riconoscimento in laboratorio al più basso livello tassonomico possibile (normalmente genere o famiglia,
Tabella 3.6) utilizzando le chiavi dicotomiche presenti in Tachet *et al*. (2000) e in Sansoni (1992). In questo modo si è provveduto alla raccolta di informazioni di carattere quantitativo (numero di individui rinvenuti per ogni singolo *taxon*) contestualmente all'applicazione della metodologia. Alcune prove comparate eseguite sul campo permettono di affermare che la metodica di campionamento applicata comporta il

riconoscimento di un maggior numero di *taxa* rispetto alla metodologia tradizionale: ciò si è presumibilmente tradotto, a volte, nell'assegnazione di un punteggio IBE più alto, specialmente nelle sezioni caratterizzate da una qualità ambientale inferiore.

Tabella 3.5 – Tabella di conversione dei valori di IBE in classi di qualità.

| CLASSI DI QUALITA' | VALORE DI IBE | GIUDIZIO DI QUALITA' | COLORE RELATIVO ALLA CLASSE DI QUALITA' |
|---|---|---|---|
| Classe I | 10-11-12+ | Ambiente non inquinato o comunque non alterato in modo sensibile | |
| Classe II | 8-9 | Ambiente con moderati sintomi di inquinamento o di alterazione | |
| Classe III | 6-7 | Ambiente inquinato o comunque alterato | |
| Classe IV | 4-5 | Ambiente molto inquinato o comunque molto alterato | |
| Classe V | 0-1-2-3 | Ambiente fortemente inquinato o fortemente alterato | |

Tabella 3.6 – Limiti obbligati per la definizione delle Unità Sistematiche (U.S.)

| Gruppi Faunistici | Livello di determinazione tassonomica per definire le Unità Sistematiche |
|---|---|
| Plecotteri | Genere |
| Tricotteri | Famiglia |
| Efemerotteri | Genere |
| Coleotteri | Famiglia |
| Odonati | Genere |
| Ditteri | Famiglia |
| Eterotteri | Famiglia |
| Crostacei | Famiglia |
| Gasteropodi | Famiglia |
| Bivalvi | Famiglia |
| Tricladi | Genere |
| Irudinei | Genere |
| Oligocheti | Famiglia |
| **Altri Taxa da considerare nel calcolo dell'IBE:** | |
| Sialidae (megalotteri)<br>Osmylidae (planipenni)<br>*Prostoma* (Nemertini)<br>Gordiidae (Nematomorfi) | |

### *3.1.2 Indice di Funzionalità Fluviale*

La metodologia deriva dall'RCE-2 (*Riparian Channel Environmental Inventory*), ideato da Petersen (1992) e successivamente approdato in Italia, dove è stato applicato per la prima volta In Trentino (Siligardi e Maiolini, 1993), modificato per essere adattarsi alle caratteristiche morfologiche ed ecologiche dei corsi d'acqua italiani, in particolare alpini e prealpini. Le modifiche hanno portato alla ridenominazione come IFF dopo che un gruppo di lavoro riunito dall'ANPA (2000) lo ha ulteriormente trasformato.

L'obiettivo principale dell'indice consiste nella valutazione dello stato complessivo dell'ambiente fluviale e della sua funzionalità, intesa come risultato della sinergia e

dell'integrazione dei fattori biotici e abiotici presenti nell'ecosistema acquatico e in quello terrestre ad esso collegato. La descrizione di parametri morfologici, strutturali e biotici dell'ecosistema, interpretati alla luce dei principi dell'ecologia fluviale, porta quindi al rilevamento della funzione ad essi associata, nonché dell'eventuale grado di allontanamento dalla condizione di massima funzionalità. L'indice IFF analizza ciascuna delle componenti funzionali, onde fornire un quadro sintetico della situazione in cui si trova il corso d'acqua. La scheda di indagine si compone di 14 domande che riguardano le principali caratteristiche ecologiche: per ogni domanda è possibile esprimere una sola delle 4 risposte predefinite. La struttura della scheda consente di esplorare i diversi comparti ambientali, e le domande possono essere raggruppate in gruppi funzionali.

- Le domande 1÷4 riguardano le condizioni vegetazionali delle rive e del territorio circostante al corso d'acqua ed analizzano le diverse tipologie strutturali che influenzano l'ambiente fluviale, come ad esempio l'uso del territorio o l'ampiezza della zona riparia naturale.
- Le domande 5÷6 si riferiscono all'ampiezza relativa dell'alveo bagnato e alla struttura fisica e morfologica delle rive, per le informazioni che esse forniscono sulle caratteristiche idrauliche.
- Le domande 7÷11 considerano la struttura dell'alveo, con l'individuazione delle tipologie che favoriscono la diversità ambientale e la capacità di autodepurazione di un corso d'acqua.
- Le domande 12÷14 rilevano le caratteristiche biologiche, attraverso l'analisi strutturale delle comunità macrobentonica e macrofitica e della conformazione del detrito.

Alle risposte sono assegnati pesi numerici raggruppati in 4 classi (con peso minimo 1 e massimo 30) che esprimono le differenze funzionali tra le singole risposte. L'attribuzione degli specifici pesi numerici alle singole risposte non ha giustificazioni matematiche, ma deriva da valutazioni sull'insieme dei processi funzionali influenzati dalle caratteristiche oggetto di ciascuna risposta; ciò rende il metodo sostanzialmente più stocastico e meno deterministico. Il punteggio IFF, ottenuto sommando i punteggi parziali relativi ad ogni domanda, può assumere un valore minimo di 14 e un massimo di 300, con relativi giudizi di funzionalità associati (Tabella 3.7).

Tabella 3.7 – Tabella di conversione dei valori di IFF in livelli di funzionalità.

| VALORE DI IFF | LIVELLO DI FUNZIONALITA' | GIUDIZIO DI FUNZIONALITA' | COLORE ASSOCIATO |
|---|---|---|---|

| | | | |
|---|---|---|---|
| 261-300 | I | Ottimo | |
| 251-260 | I-II | Ottimo-buono | |
| 201-250 | II | Buono | |
| 181-200 | II-III | Buono-mediocre | |
| 121-180 | III | Mediocre | |
| 101-120 | III-IV | Mediocre-scadente | |
| 61-100 | IV | Scadente | |
| 51-60 | IV-V | Scadente-pessimo | |
| 14-50 | V | Pessimo | |

### *3.1.3 Metalli pesanti*

Le analisi dei metalli sono state effettuate mediante assorbimento atomico su campioni acidificati con acido nitrico allo 0,2% in volume al momento del prelievo e conservati a 4°C fino al momento dell’analisi.

La lettura è stata effettuata per spettrometria in assorbimento atomico, con fornetto di grafite, previa digestione del campione con acido nitrico e acido perclorico in accordo con i metodi IRSA-CNR n.10 Q64 1985 e USEPA n.3051°.

### *3.1.4 Pesticidi*

L’analisi quali-quantitativa dei campioni prelevati è stata effettuata tramite HPLC (High Performance Liquid Chromatography), metodo di misura basato sulla separazione dei composti in soluzione effettuata mediante la tecnica estrattiva liquido-liquido. I prodotti fitofarmaceutici analizzati in questo lavoro di tesi sono l’atrazina, la simazina, la terbutilazina e il bromacil.

Lo strumento utilizzato in questo lavoro di tesi è un HPLC serie Agilent 1100, composto da un modulo pompante, iniettore, scomparto colonna e sistema di rilevamento dotato di due moduli di rivelazione contenenti entrambi un filtro di ossido d’olmio a otturatore per la taratura automatica delle lunghezze d’onda. Il rivelatore spettrofluorimetrico (FLD G1321A) viene utilizzato per la rivelazione e determinazione di composti fluorescenti. Il rivelatore a serie di diodi DAD copre con 1024 fotodiodi un campo di lunghezze d’onda da 190 a 950 nm. Inoltre, mediante il rilevamento simultaneo dello spettro del campione, esso permette una facile ottimizzazione della sensibilità, della linearità e della risoluzione per mezzo di una fessura programmabile mettendo a disposizione un’estesa capacità di analisi della purezza dei picchi e di ricerca in biblioteca.

Il sistema di rilevamento utilizzato per l’analisi dei pesticidi è costituito da una lampada UV-VIS con lettore DAD (Diode Arrey Detector), in grado di tracciare lo spettro del

flusso che attraversa la “cellula di flusso” nell’ambito di lunghezza d’onda compreso tra 190 e 400 nm. In particolare, si è monitorata l’assorbanza dei composti esaminati alla lunghezza d’onda di 220 nm, corrispondente al massimo assorbimento dell’anello triazinico.

La colonna cromatografica utilizzata è una Lichrospher 100 RP-18, lunga 250 mm e del diametro di 3,0 mm, con dimensione delle particelle di 5 □m, fornita dall’Agilent. Con l’utilizzo di una colonna a fase inversa gli analiti polari fluiscono prima, mentre quelli non polari sono maggiormente ritenuti.

Tale colonna cromatografica è preceduta da una precolonna di sicurezza, al fine di salvaguardare l’integrità della colonna nel caso si verifichino problemi di eccessiva pressione o passaggio di sostanze che ne possano compromettere il funzionamento.

Le iniezioni dei campioni sono effettuate con una siringa Agilent a volume noto (100 μL), mediante l’apposito iniettore manuale montato sull’HPLC. E’ da notare che il loop dell’iniettore, dal quale il campione iniettato viene portato in testa al sistema precolonna - colonna cromatografica, presenta un volume complessivo di 20 μL. Pertanto ad ogni iniezione una parte di campione viene persa e scartata.

Durante le analisi, la temperatura della colonna è mantenuta a 28 ºC dal sistema di regolazione termostato dell’Agilent 1100 che si basa su elementi riscaldanti del tipo a ventaglio posti esternamente a livello della colonna.

Come fase mobile si è scelto di utilizzare acetonitrile (grado HPLC, purezza 99,9%) e una soluzione di acetato di ammonio, 1 mM, in acqua. L’uso di acetonitrile come solvente è preferibile a causa della sua alta trasparenza ottica e bassa viscosità.

Dall’analisi condotta per mezzo dell’HPLC si ottiene un cromatogramma che riporta diversi picchi. Alcuni di questi potrebbero corrispondere alle sostanze oggetto di studio. Si rende quindi necessario effettuare l’analisi qualitativa, che si basa su forma e tempo di ritenzione dei picchi. L’analisi quantitativa è, invece, funzione delle aree delineate da picchi, che possono essere associate a valori di concentrazione mediante le rispettive rette di calibrazione.

L’analisi qualitativa è effettuata tenendo conto sia del riconoscimento spettrale, sia dei tempi di ritenzione dei composti esaminati.

Durante il riconoscimento spettrale viene confrontata la forma del picco rivelato dallo strumento con quella del rispettivo picco di riferimento presente in un’ apposita “libreria degli spettri” caricata nel programma di gestione dell’HPLC. Da un confronto di questo

tipo è possibile verificare, sulla base della maggiore o minore sovrapponibilità degli spettri, se i singoli composti rivelati sono effettivamente quelli ricercati.

Oltre alla forma del picco, per ottenere un’ indicazione univoca del composto rinvenuto, è necessario far riferimento anche ai tempi di ritenzione caratteristici. Tali tempi di ritenzione vengono determinati attraverso soluzioni standard contenenti una concentrazione nota delle quattro sostanze pericolose esaminate. I tempi di ritenzione variano a seconda del tipo di colonna montata e cambiano anche in funzione allo stato di usura della stessa. Per questo motivo, prima di ogni campagna di analisi, per verificare i tempi di ritenzione impostati nel programma dell’HPLC è consigliabile effettuare un’analisi con una soluzione standard. In questo modo è possibile, se necessario, aggiustare i tempi di ritenzione in modo da ottenere uno strumento ben calibrato per il riconoscimento dei pesticidi. Il cromatogramma, ottenuto dall’iniezione della soluzione standard più concentrata (2 μg/mL), e i tempi di ritenzione rilevati sono riportati rispettivamente in Figura 3.1 e in Tabella 3.8.

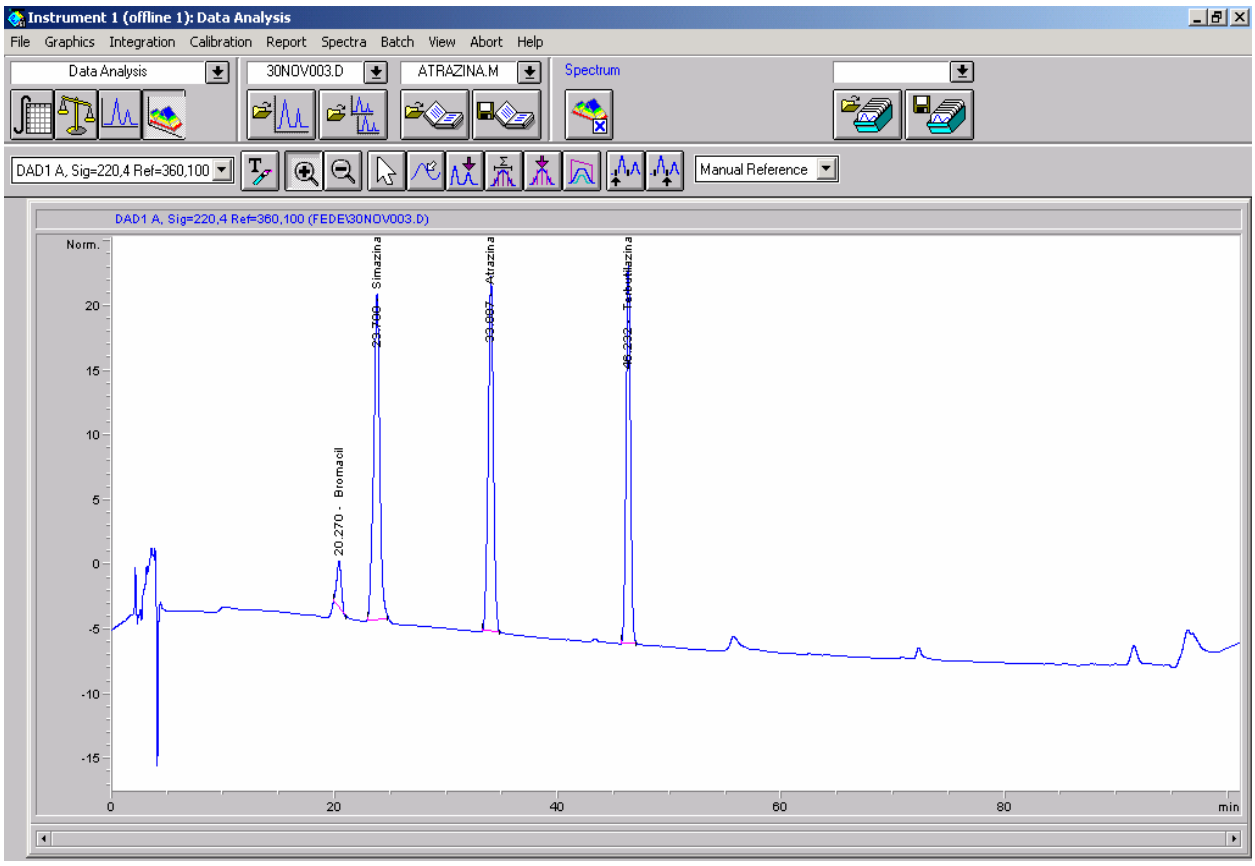


Figura 3.1 – Cromatogramma della soluzione standard contenente gli erbicidi ricercati.

Tabella 3.8 – Tempi di ritenzione dei pesticidi analizzati.

| Composto | Tempo di ritenzione (Tr) [min] |
|---|---|
| Bromacil | 20,270 |
| Simazina | 23,700 |
| Atrazina | 33,887 |
| Terbutilazina | 46,232 |

Per poter identificare con certezza il picco delle quattro sostanze esaminate (conoscendo i rispettivi tempi di ritenzione) e verificare la precisione dello strumento si è preceduto ad una calibrazione, ripetuta poi mensilmente per aver conferma dell'esattezza dell'analisi. E' stata calcolata una retta di calibrazione per ogni analita. Ciascuna retta mette in relazione il segnale dello strumento, in questo caso le aree dei picchi, con la rispettiva concentrazione. Le concentrazioni sono riportate sull'asse delle x, mentre le aree sull'asse y. Le concentrazioni utilizzate per la costruzione di teli rette sono: 0,2 μg/mL, 0,5 μg/mL, 1 μg/mL e 2 μg/mL.

### *3.1.5 Idrocarburi policiclici aromatici (IPA)*

Per gli IPA, i campioni, prelevati in bottiglie di vetro, opportunamente oscurate e raffreddate, sono stati preventivamente sottoposti a processo di filtrazione, al fine di garantire la completa rimozione di solidi sospesi particellari e colloidi eventualmente presenti nelle acque di prelievo. I filtri in fibra di vetro utilizzati per tale scopo sono forniti dalla Whatman e presentano un diametro di 15 cm, con porosità di 0,45 μm. Gli analiti sono stati estratti tramite estrazione su fase solida utilizzando cartucce FOCUS 20mg / 3mL (SUPERCHROM), con fase adsorbente costituita da stirene divinilbenzene, precedentemente attivate con 6 mL di acetonitrile, 6 mL di metanolo e 3 mL di acqua milli Q. Si è poi proceduto al lavaggio della fase adsorbente, mediante 2,5 mL di metanolo al 20%, in modo da eliminare le eventuali interferenze adsorbite sulla fase solida e portando a secco le cartucce.

Infine, si è eseguita l'eluizione degli analiti d'interesse facendo passare 2 mL di acetonitrile (in due aliquote) con un vuoto moderato (15 mm Hg). Volendo verificare l'efficienza del processo di estrazione, sono state inoltre eseguite tre repliche per ogni campione ottenendo un resa di estrazione pari al 90 %.

L'estratto organico proveniente dalla procedura di estrazione è stato analizzato in HPLC (Agilent 1100), con una colonna cromatografica Vydac a fase inversa C18, lunga 250 mm e del diametro di 4,6 mm, con dimensione delle particelle di 5 μm (Agilent). Per la

rivelazione e determinazione di composti fluorescenti è stato utilizzato un rivelatore spettrofluorimetrico (FLD G1321A). Come fase mobile si è scelto di utilizzare acetonitrile (grado HPLC, purezza 99,9%) e acqua.

### 3.2 SCELTA DEI SITI DI CAMPIONAMENTO

Per definire i siti di campionamento sono stati innanzi tutto definiti i possibili "punti sensibili", ossia quei punti in cui fosse lecito ritenere che i parametri chimico-fisici, idraulici, ecologici o, più in generale, ambientali del corso d'acqua potessero subire un'alterazione. Le stazioni sono state scelte a monte e a valle di ciascuno di essi, in modo che il campionamento garantisse la possibilità di quantificare in maniera corretta e in modo non equivocabile il carico inquinante o il grado di alterazione proveniente da ciascun ambito. L'elevato numero di siti di campionamento dei parametri chimico-fisici si spiega anche con la necessità di avere un numero di dati sufficienti per la calbrazione del modello di simulazione QUAL2E, successivamente applicato per valutare gli effetti delle diverse possibili strategie di intervento.
L'Indice di Funzionalità Fluviale è stato determinato per l'intera asta del torrente.

Tabella 3.9 – Siti di campionamento sul torrente Lura.

| SITO | LOCALITÀ | PARAMETRI RILEVATI |
|---|---|---|
| 1. Olgiate Comasco (CO) | Strada per Faloppio | Chim-Fis, Invertebrati, Q |
| 2. Lurate Caccivio (CO) | Gorgonie | Chim-Fis |
| 3. Bulgarograsso (CO) | A monte depuratore | Chim-Fis, Invertebrati, Q |
| 4. Guanzate (CO) | Guado Cinq Fo | Chim-Fis, Invertebrati, Q |
| 5. Cadorago (CO) | A valle confluenza Livescia | Chim-Fis |
| 6. Lomazzo (CO) | Ex SP32 | Chim-Fis, Invertebrati, Q |
| 7. Saronno (VA) | Ospedale | Chim-Fis |
| 8. Saronno (VA) | Ex Vigili del Fuoco | Chim-Fis |
| 9. Caronno Pertusella (VA) | Scolmatori rete fognaria | Chim-Fis |
| 10. Caronno Pertusella (VA) | A monte depuratore | Chim-Fis |
| 11. Lainate (MI) | A valle depuratore | Chim-Fis |

### 3.3 METODOLOGIE ANALITICHE

Le metodologie analitiche utilizzate per l'interpretazione dei dati rilevati sul campo sono principalmente legate alla natura multivariata di tali dati. Un sistema complesso quale un ambiente fluviale, definito da molteplici variabili ambientali e che fornisce risposte complicate dall'azione multilaterale delle pressioni agenti, deve essere interpretato mediante tecniche studiate e calibrate appositamente per lo studio di problemi, per l'appunto, ad alta complessità, data da:

- Presenza di molte potenziali variabili importanti nella descrizione del sistema
- Impossibilità di conoscere a priori la rilevanza delle variabili in gioco
- Presenza di rumore sperimentale
- Presenza di effetti sinergici e antagonisti
- Presenza di effetti di non linearità tra descrittori e risposta
- Emergenza di effetti olistici e di macroproprietà del sistema

I metodi sviluppati nell'ambito della chemiometria (analisi multivariata e metodi di ordinazione) sono in grado di estrarre dai dati connessi ad un sistema complesso l'informazione utile in essi contenuta separandola dal rumore sperimentale, dall'informazione ridondante dovuta alla correlazione tra le variabili e da altra informazione non inerente al problema in questione. In questo modo si può ottenere una maggior chiarezza sulla struttura dei dati e sulle relazioni esistenti tra loro (Todeschini, 1998).

### *3.3.1 Struttura multivariata dei dati*

Gli elementi che descrivono un sistema vengono solitamente rappresentati mediante una *matrice di dati X* costituita da un certo numero *n* di oggetti (campioni), ognuno dei quali viene delineato da un numero *p* di variabili (parametri). Il fatto che ogni oggetto venga definito da più variabili va a dar luogo alla struttura multivariata dei dati.
Gli oggetti costituiscono le righe della matrice, mentre le variabili compongono le colonne.

### *3.3.2 Pretrattamento dei dati*

Prima di procedere all'elaborazione dei dati è sempre necessario effettuare un'analisi preliminare con il triplice scopo di:

- *Rilevare la presenza di dati mancanti* e valutare quale operazione considerare per la soluzione di tale problema.
- *Trasformare le variabili* al fine di eliminare caratteristiche statistiche distribuzionali particolari (non normalità, asimmetria, ecc.).
- *Standardizzare le variabili* in modo da renderle tra di loro omogenee e di conseguenza massimizzare la loro confrontabilità quando vengono considerate contemporaneamente in un trattamento multivariato.

Nel presente lavoro, all'assenza di alcuni dati si è ovviato mediante la sostituzione con il valore medio della variabile per cui manca il dato, calcolato su tutti i dati restanti. Tale operazione comporta però una diminuzione dell'informazione portata dalla variabile, una sottostima delle varianze ed una sovrastima delle covarianze.

Non si è ritenuto necessario provvedere ad una trasformazione delle variabili, mentre si è proceduto ad una standardizzazione di queste applicando il metodo dell'*Autoscalatura.*

Questo procedimento consiste in una centratura dei dati seguita da una normalizzazione a varianza unitaria:

$$x'_{ij} = \frac{x_{ij} - x'_{j,medio}}{s_j}$$

La centratura comporta l'accentramento dei dati rispetto al valor medio di ciascuna variabile, mentre la scalatura a varianza unitaria trasforma la variabile in una variabile a varianza unitaria, dividendo i dati per $s_j$ che è la deviazione standard della j-esima variabile. Utilizzando l'autoscalatura, il valore medio e la varianza delle variabili autoscalate diventano rispettivamente 0 e 1.

### *3.3.3 Analisi delle componenti principali (PCA)*

La PCA (*Principal Component Analysis*) è una tecnica statistica esplorativa per l'analisi multivariata dei dati.

Attraverso il suo utilizzo è possibile:

- Valutare le correlazioni tra le variabili e la loro rilevanza
- Visualizzare gli oggetti
- Sintetizzare la descrizione dei dati (eliminazione di rumore o informazione spuria)
- Ridurre la dimensionalità dei dati
- Ricercare le proprietà principali

Essa consiste in un processo di rotazione dei dati originali, definiti da una matrice *X* di dimensione *n* x *p*, effettuato in modo che il primo nuovo asse (cioè la prima componente principale) sia orientato nella direzione di massima varianza dei dati, il secondo sia perpendicolare al primo e sia nella direzione della successiva massima varianza dei dati, e così di seguito per tutti i nuovi assi (Todeschini, 1998).

Le componenti principali risultano da una combinazione lineare delle variabili originali.

L’obiettivo della PCA è di spiegare la variabilità di una matrice dati in termini di fattori soggiacenti o variabili “latenti” (le componenti appunto), ortogonali tra di loro, che riducano la ridondanza dell’informazione contenuta nella matrice originaria. Tale accorgimento può risultare particolarmente utile anche nel caso si consideri la descrizione degli ambienti fluviali (Azzellino e Vismara, 2004).

La base di partenza per l’analisi delle componenti principali è la *matrice di correlazione R*, di dimensioni *p* x *p*, la quale presenta lungo la diagonale principale i valori di varianza di ciascuna variabile (essendo tutte autoscalate assumono il valore 1), mentre fuori dalla diagonale compaiono i valori del *coefficiente di correlazione r*, che esprime come variano congiuntamente le diverse coppie di variabili di partenza.

Il coefficiente di correlazione deriva dal rapporto tra la covarianza di due variabili e il prodotto delle loro deviazioni standard:

$$r = \frac{\mathrm{cov}(x, y)}{S_x \cdot S_y}$$

Esso può variare tra –1 e +1, un valore negativo esprime una correlazione inversa (quando una variabile cresce, l’altra diminuisce), mentre un valore positivo interpreta una correlazione positiva (quando una variabile cresce, cresce anche l’altra).

La determinazione delle componenti principali si ottiene effettuando il calcolo di autovalori e autovettori della matrice di correlazione, attraverso l’operazione matematica di diagonalizzazione della matrice.

Come risultato dell’operazione si ottengono due matrici: la *matrice degli autovalori* $\Lambda$ e la *matrice dei loadings* L.

La prima è una matrice diagonale di dimensioni *p* x *p* i cui elementi sono gli autovalori $\lambda_m$ ordinati in ordine decrescente; la seconda ha dimensioni *p* x *M* (M ≤ p), le righe rappresentano le variabili originali e le sue colonne sono gli autovettori della matrice di covarianza.

Gli autovettori costituiscono le componenti principali e rappresentano i versori del nuovo spazio, a ciascun autovettore è associato un valore di varianza mostrata dai relativi autovalori $\lambda_m$; gli autovettori orientati nella direzione della massima varianza sono quelli con il maggiore contenuto d’informazione e diventeranno di conseguenza gli assi del nuovo spazio. Le componenti principali risultano ortogonali tra loro e tale vincolo esprime la totale mancanza di correlazione tra i diversi fattori.

I valori che si ritrovano all'interno della matrice dei loadings, $\ell_{jm}$, rappresentano i coefficienti numerici degli autovettori ovvero, selezionato un autovettore, i valori di $\ell_{jm}$ descrivono l'importanza di ciascuna variabile originale in quell'autovettore. Essi variano tra –1 e +1, più il coefficiente numerico di una variabile in un autovettore si avvicina ad 1 in valore assoluto, più questa è rappresentata (è importante) nella nuova componente.

La scelta del numero di componenti da tenere in considerazione (componenti significative) è un aspetto molto importante della PCA.

Come già detto, ad ogni componente principale è associato un autovalore $\lambda_m$ che rappresenta la varianza spiegata da quella componente. Sulla base di questo dato esistono diverse metodologie per l'accertamento del numero di componenti significative. In questo lavoro si è scelto di operare con il metodo del grafico degli autovalori (*Scree Plot*). Il numero M di autovettori da considerare viene valutato in base all'analisi grafica degli autovalori (riportati sull'asse delle ordinate) rispetto al numero delle componenti (riportati sull'asse delle ascisse) come illustrato nell'esempio di Figura 3.2.

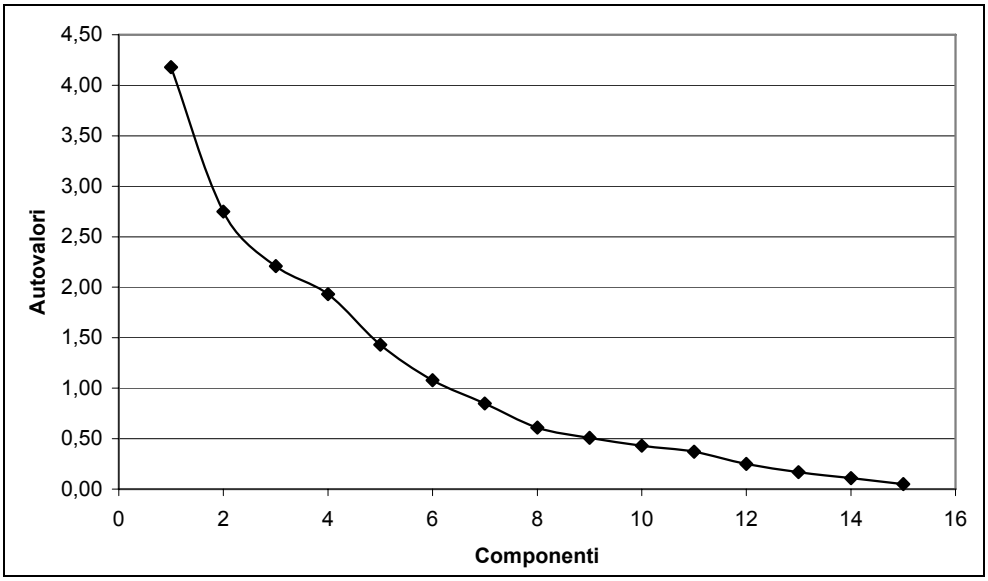


Figura 3.2 – Esempio di Scree Plot per la determinazione del numero di componenti significative

Vengono scelti i primi M fattori per i quali l'abbassamento di varianza residua risulta più accentuato.

Una volta selezionate le componenti significative, la varianza esplicitata da queste, sarà data dalla somma delle varianze percentuali spiegate dalle singole componenti (EV%):

$$EV_i\% = \frac{\lambda_i}{\sum_m \lambda_m} \cdot 100$$

In seguito alla determinazione della matrice dei loadings L, è possibile rappresentare la matrice dei dati X nel nuovo spazio ortogonale applicando la relazione:

$$\mathbf{T} = \mathbf{X}\,\mathbf{L}$$
$$(n,M) = (n,p) \text{ x } (p,M)$$

T viene chiamata *matrice degli scores*, ha dimensioni *n* x *M* ed ha per righe gli oggetti originali e per colonne le componenti principali selezionate.

I valori degli scores riportati in questa matrice, $t_{im}$, rappresentano le nuove coordinate degli oggetti nello spazio delle componenti principali e sono il risultato di una combinazione lineare tra i valori delle variabili per quell'oggetto e i coefficienti numerici delle variabili stesse per una determinata componente principale:

$$t_{im} = x_{i1} \cdot \ell_{1m} + x_{i2} \cdot \ell_{2m} + \ldots + x_{ip} \cdot \ell_{pm} = \sum_j x_{ij} \cdot \ell_{jm}$$

I risultati della PCA possono essere riprodotti graficamente attraverso tre diversi tipi di diagrammi:

- *Scores plot*: Raffigura gli oggetti nel nuovo spazio cartesiano che ha per assi una coppia di componenti principali considerate. Tale rappresentazione permette di analizzare il comportamento degli oggetti in funzione delle diverse componenti e la loro similarità.
- *Loadings plot*: Riporta le variabili rispetto ad una coppia di componenti principali considerate. Questo tipo di grafico consente di analizzare il ruolo di ciascuna variabile nelle diverse componenti, le loro correlazioni dirette e inverse, la loro importanza. Gruppi di variabili che compaiono vicine nel grafico dei loadings indicano che, limitatamente all'informazione portata da queste componenti, esse portano un'informazione comune (correlazione diretta); questo vale anche per variabili che appaiono in posizione opposta rispetto all'origine (correlazione inversa) (Todeschini 1998).
- *Biplot*: Rappresenta contemporaneamente oggetti e variabili al fine di poter valutare le relazioni che tra essi intercorrono.

### *3.3.4 Analisi di correlazione canonica (CCA)*

Per stabilire delle correlazioni tra le comunità biologiche e l'insieme delle variabili ambientali date, ad esempio, dalle caratteristiche qualitative, quantitative e morfologiche dell'ambiente ospitante, è stata utilizzata l'Analisi di Correlazione Canonica o CCA, metodo che consente di studiare le correlazioni tra due blocchi di variabili x e y le cui matrici sono indicate generalmente come X (n, p) e Y (n, r).

Questa tecnica, applicata utilizzando il programma CANOCO (CANOnical Community Ordination) for Windows (ter Braak & Smilauer, 1998), permette di identificare differenze spaziali e temporali nella distribuzione di macroinvertebrati e individuare corrispondenze dirette tra questi ultimi e le variabili ambientali.

La CCA è una tecnica utilizzata solitamente in casi in cui le specie seguano gradienti di distribuzione unimodali. E' quindi necessario effettuare un'analisi preliminare sulla matrice delle specie per verificarne la distribuzione.

La tecnica utilizzata in questo caso è la DCA (Detrended Correspondence Analysis). Questo metodo analizza quindi la distribuzione dei macroinvertebrati misurando questa variazione in unità di deviazione standard. La distribuzione unimodale è verificata se la lunghezza del gradiente lungo la prima componente risulta maggiore di tre (SD > 3).

Per l'applicazione della CCA è anche necessario valutare quali siano le variabili ambientali più significative tra quelle considerate nella matrice dei parametri ambientali. Ciò è stato valutato effettuando un Test Monte Carlo sulle matrice. Questa tecnica esegue permutazioni delle variabili in modo da poterle ordinare in base al loro potere esplicativo (λ). Il risultato delle permutazioni è un *p-value* che indica quanto sono significative le variabili. E' stato assunto come soglia di significatività un *p-value* < 0,05.

Una volta effettuate queste analisi preliminari è stata utilizzata la CCA. Partendo dalle matrici di dati, essa permette di creare matrici di correlazione e restituisce un grafico biplot che rappresenta contemporaneamente oggetti e variabili al fine di poter valutare le relazioni che tra essi intercorrono. Anche in questo caso, come già, per la PCA, si esamina la variazione nella composizione delle comunità trasformando gli assi in combinazioni lineari delle variabili ambientali. Nel diagramma di ordinazione, le variabili stesse sono rappresentate da frecce puntate verso la direzione di massimo cambio e la lunghezza della freccia rappresenta l'importanza della variabile (Palmer, 1993; Gower *et al*., 1994). Gli oggetti visualizzati sul grafico possono essere alternativamente i siti di campionamento (mostrando quali siano le variabili ambientali che più li influenzano) o le

specie rinvenute (mostrando il loro grado di affinità nei confronti delle diverse variabili caratterizzanti l'ambiente in cui sono state rinvenute).

## 3.4 MODELLIZZAZIONE FLUVIALE: IL MODELLO DI SIMULAZIONE *QUAL2E*

Nell'ambito delle attività del presente lavoro, con specifico riferimento agli strumenti pianificatori di cui si è accennato nella figura II dell'introduzione, e, dunque, al sistema di supporto alle decisioni (DSS) dedicato all'ottimizzazione della gestione delle acque a scala di bacino, si è costituito un insieme di strumenti informatici (modelli e sistemi informativi) il cui utilizzo integrato ha permesso la rappresentazione del reticolo idrico in diverse condizioni climatiche, ambientali e socio-economiche attuali e in prospettiva futura (scenari).

Il DSS per la gestione sostenibile delle risorse idriche utilizza gli input provenienti dagli strumenti diagnostici per pianificare possibili interventi di risanamento e visualizzarne l'efficacia. Nel presente lavoro la modellistica di supporto è stata sviluppata principalmente utilizzando il modello QUAL2E (US EPA, 1987), che è in grado di valutare la postività degli interventi in termini di recupero delle portate in alveo in diverse condizioni climatiche e, soprattutto, di miglioramento della qualità delle acque.

Inevitabile sviluppo futuro del lavoro, per garantire un approccio integrato alla problematica, sarà lo sviluppo di diversi moduli valutativi, quali: modelli idrologici e idrogeologici come HEC-RAS, modelli ecologici basati sulla *habitat suitability* delle specie interessate dal rilevamento come PHABSIM (USGS, 2001), strumenti GIS e un sistema di valutazione multicriteri che attraverso indicatori multidisciplinari permetta la valutazione delle alternative in esame sotto punti di vista molteplici. Ne deriverà una flessibilità nelle modalità di rappresentazione della fisica del sistema idrico che dovrebbe consentire di mostrare quali opzioni nelle scelte concernenti la pianificazione del territorio abbiano un impatto minore (o un effetto migliore) non solo sulla risorsa idrica, ma anche sul complesso degli indicatori diagnostici. In tal modo si disporrà di un indicatore a feedback della risposta delle comunità di macroinvertebrati bentonici già in fase pianificatoria.

### *3.4.1 Applicabilità di QUAL2E*

QUAL2E è un modello completo e versatile per la simulazione della qualità delle acque dei fiumi, sviluppato da una cooperazione tra l'Agenzia per la Protezione dell'Ambiente

statunitense (E.P.A. Center for Water Quality Modeling), la Tufts University e l'Environmental Research Laboratory (Athens, GA).
Esso può simulare fino a 15 parametri di qualità delle acque in ogni combinazione desiderata dall'utente.
Il modello è applicabile a corsi d'acqua ramificati che possano essere considerati ben miscelati, esso assume che i maggiori meccanismi di trasporto, avvezione e dispersione, siano significativi solo lungo la direzione di flusso principale (asse longitudinale del corso d'acqua o canale).
Il modello tiene conto di scarichi, derivazioni, canali tributari, afflussi incrementali ed efflussi.
Dal punto di vista idraulico, QUAL2E è limitato alla simulazione dei periodi di tempo durante i quali sia il flusso del corso d'acqua che i carichi inquinanti in ingresso possano essere considerati essenzialmente costanti; esso inoltre può operare come modello statico o come modello dinamico, divenendo in quest'ultimo caso un utile strumento di pianificazione per il controllo della qualità delle acque.
Operando come modello statico, QUAL2E può essere usato per studiare l'impatto di carichi inquinanti (dimensione, aspetti qualitativi e localizzazione del fenomeno) sulla qualità di un corso d'acqua superficiale, e può anche essere utilizzato, in congiunzione con un programma di campionamento, per identificare le caratteristiche quali-quantitative di sorgenti di carichi inquinanti diffuse.

### *3.4.2 La simulazione del corso d'acqua*

Il primo passo nel modellizzare un sistema consiste nel suddividere il corso d'acqua in tratti ("reaches"), ovvero porzioni aventi caratteristiche idrauliche uniformi.
Ogni tratto viene poi diviso in sottotratti di uguale lunghezza, all'interno dei quali il modello opera un bilancio idrologico e un bilancio di massa, secondo le formulazioni che stanno alla base della rappresentazione funzionale; tali sottotratti sono detti elementi computazionali.
Esistono sette differenti tipologie di elementi computazionali, così definite:

1. Elemento sorgente
2. Elemento standard
3. Elemento a monte di una congiunzione
4. Elemento congiunzione

5. Ultimo elemento del sistema
6. Elemento input
7. Elemento derivazione

Gli elementi sorgente si trovano all'inizio di ogni corso tributario, così come del corso fluviale principale e, come tali, devono sempre essere il primo elemento in un tratto sorgente.

L'elemento standard è quello che non può essere qualificato come una delle restanti sei tipologie; poiché un afflusso incrementale è permesso in tutte le tipologie di elementi, questo è il solo input permesso in un elemento standard. L'elemento di tipo 3 è usato per designare un elemento sul corso principale appena a monte di una congiunzione, mentre l'elemento congiunzione è quello che ha un corso tributario simulato in ingresso.

L'elemento di tipo 5 identifica l'ultimo elemento computazionale del sistema fluviale e, pertanto, deve sempre esserne presente uno e uno solo.

Gli elementi di tipo 6 e 7 rappresentano, rispettivamente, elementi computazionali in corrispondenza dei quali si hanno acque in ingresso (acque di scarico e corpi tributari non modellizzati) e derivazioni di acqua.

I tratti del fiume, che sono aggregati di elementi computazionali, stanno alla base della maggior parte dei dati di input che il modello richiede; i dati idraulici, i coefficienti di reazione, le condizioni iniziali e i dati di flusso incrementale sono costanti per ogni elemento computazionale appartenente allo stesso tratto.

### *3.4.3 Formulazione generale del modello*

Lo sviluppo di uno strumento in grado di simulare il comportamento delle componenti idrologiche e qualitative di un corso d'acqua, applicando un modello matematico, si articola attraverso tre fasi generali:

- Rappresentazione concettuale
- Rappresentazione funzionale
- Rappresentazione computazionale

La rappresentazione concettuale richiede un'idealizzazione grafica del prototipo mediante la descrizione di proprietà geometriche modellizzate e l'identificazione di condizioni al contorno e correlazioni tra le varie parti del prototipo. Solitamente questo processo implica la divisione del prototipo in "elementi discreti" di dimensione compatibile con gli obiettivi che il modello deve raggiungere, definendo questi elementi

secondo alcune semplici regole geometriche, e definendo il modo in cui essi sono connessi, sia fisicamente che funzionalmente, come parti integranti del sistema. Una parte di questa strutturazione concettuale è l’assegnazione di quelle condizioni al contorno che devono essere considerate nella simulazione.

La rappresentazione funzionale implica la formulazione delle caratteristiche fisiche, dei processi e delle condizioni al contorno in un sistema di equazioni algebriche. Ciò richiede la precisa definizione di ogni variabile, delle sue relazioni con tutti gli altri parametri che caratterizzano il modello e dei rapporti di input – output.

La rappresentazione computazionale è il processo con cui il modello funzionale viene tradotto nella forma matematica e nelle procedure computazionali, richieste per la soluzione del problema lungo la serie spaziale e temporale desiderata. Questa fase è collegata con lo sviluppo di specifiche tecniche risolutive e con la codificazione di tali tecniche nel linguaggio informatico. Vista la complessità e la specificità di tale fase, questa non sarà approfondita nel presente studio.

### *3.4.4 Rappresentazione concettuale*

La Figura 3.3 mostra un tratto (n) di corso fluviale che è stato diviso in un numero di sottotratti o elementi computazionali, ciascuno di lunghezza Δx.

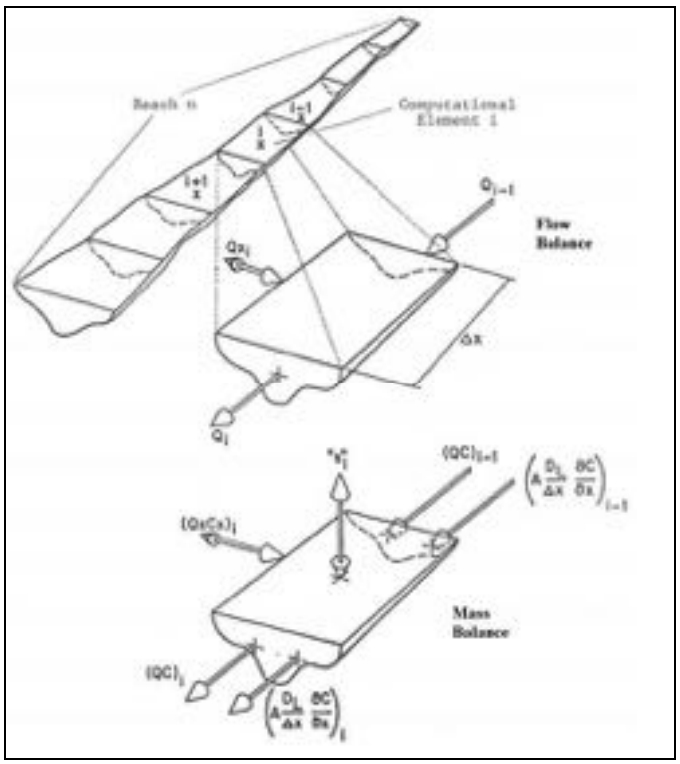


Figura 3.3 – Discretizzazione di un sistema fluviale (US EPA, 1987): Flow balance (in alto) e Mass balance (in basso).

Per ognuno di questi elementi computazionali, il bilancio idrologico può essere scritto in termini di flussi ($Q_{i-1}$) entranti nella faccia a monte dell’elemento, sorgenti esterne o derivazioni ($Qx_i$) e deflussi ($Q_i$) attraverso la faccia a valle dell’elemento.
Un bilancio di massa per ogni costituente C può essere scritto in modo analogo. Nel bilancio di massa si considerano sia il trasporto advettivo ($Q \cdot C$) che la dispersione ($A \cdot D_L/\Delta x \cdot \partial C/\partial x$), come cause del movimento di massa lungo l’asse del fiume. La massa può essere aggiunta o rimossa dal sistema per via di sorgenti esterne e derivazioni $(Q_xC_x)_i$ e aggiunta o rimossa per via di trasformazioni interne ($S_i$), come rilasci dal fondo o degradazioni biologiche. Ogni elemento computazionale è considerato completamente miscelato.

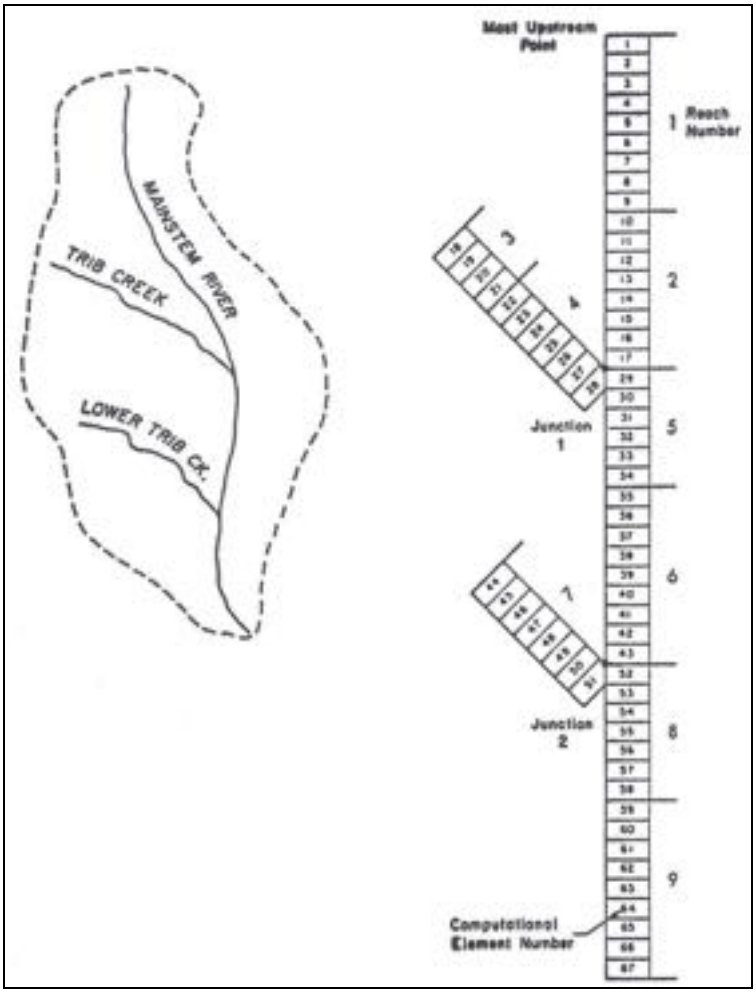


Figura 3.4 – Rete fluviale di tratti ed elementi computazionali.

Il corso d’acqua può essere così rappresentato come una stringa di reattori completamente miscelati (gli elementi computazionali), che sono legati sequenzialmente tra loro attraverso meccanismi di trasporto e dispersione.

I gruppi sequenziali di questi reattori possono essere definiti come tratti in cui gli elementi computazionali hanno le stesse proprietà idrogeometriche (pendenza, sezione trasversale del canale, rugosità ecc.) e le stesse costanti di trasformazione biologica (coefficiente di decadimento del BOD, coefficiente di rilascio dal fondo, coefficienti di sedimentazione algale ecc.). In questo modo, il corso fluviale mostrato nella parte sinistra di Figura 3.4 può essere rappresentato concettualmente mediante la sequenza di tratti ed elementi computazionali mostrata nella parte destra della stessa figura.

### *3.4.5 Rappresentazione funzionale*

#### 3.4.5.1 Equazione del trasporto di massa

L'equazione di base risolta dal QUAL2E è l'equazione monodimensionale del trasporto di massa per avvezione – dispersione, che è numericamente integrata nello spazio e nel tempo per ogni parametro di qualità delle acque.

Tale equazione include gli effetti di avvezione, dispersione, diluizione, reazioni e interrelazioni tra costituenti, sorgenti e derivazioni.

Per ogni costituente C, l'equazione può essere scritta nella seguente forma:

$$\frac{\partial M}{\partial t} = \frac{\partial\left(A_x D_L \frac{\partial C}{\partial x}\right)}{\partial x}\, dx - \frac{\partial\left(A_x \bar{u} C\right)}{\partial x}\, dx + \left(A_x dx\right)\frac{dC}{dt} + s$$

dove:

M = massa [M]
X = distanza [L]
t = tempo [T]
C = concentrazione [$M/L^3$]
$A_x$ = area della sezione trasversale [$L^2$]
$D_L$ = coefficiente di dispersione [$L^2/T$]
$\bar{u}$ = velocità media [L/T]
s = sorgenti esterne o derivazioni [M/T]

Poiché M = VC, si può scrivere:

$$\frac{\partial M}{\partial t} = \frac{\partial(VC)}{\partial t} = V\frac{\partial C}{\partial t} + C\frac{\partial V}{\partial t}$$

dove V = $A_x$ dx è il volume incrementale [$L^3$].

Se si assume che il flusso del corso d'acqua sia stazionario, ovvero $\partial Q/\partial t = 0$, allora il termine $\partial V/\partial t = 0$ e l'equazione diventa:

$$\frac{\partial M}{\partial t} = V\frac{\partial C}{\partial t}$$

Combinando le equazioni e riordinando, si ottiene:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial\left(A_x D_L \frac{\partial C}{\partial x}\right)}{A_x \partial x} - \frac{\partial\left(A_x \bar{u}\, C\right)}{A_x \partial x} \frac{dC}{dt} + \frac{s}{V}$$

I termini al secondo membro di questa equazione rappresentano, rispettivamente, la dispersione, l'avvezione, le trasformazioni dei composti, le sorgenti esterne o derivazioni e la diluizione. Il termine dC/dt si riferisce solo a trasformazioni dei composti, come produzione e decadimento, e non deve essere confuso con il termine ∂C/∂t, il gradiente di concentrazione locale. Quest'ultimo termine include gli effetti di trasformazioni dei composti, come anche di dispersione, avvezione, sorgenti / derivazioni e diluizioni.

In condizioni stazionarie, la derivata parziale diventa uguale a zero:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = 0$$

Le trasformazioni che riguardano i singoli composti o particelle, indipendenti da avvezione, dispersione e input esterni, sono definite dal termine:

$\frac{dC}{dt}$ = trasformazione dei singoli composti

Queste trasformazioni includono reazioni fisiche, chimiche e biologiche e interazioni che avvengono nel corso d'acqua; ne sono esempio la riaerazione, la respirazione algale, la fotosintesi ed il decadimento dei coliformi.

#### 3.4.5.2 Caratteristiche idrauliche

QUAL2E assume che il regime idraulico del fiume sia stazionario, cioè ∂Q/∂t=0; quindi, il bilancio idrologico per un elemento computazionale può essere scritto semplicemente come:

$$\left(\frac{\partial Q}{\partial x}\right)_i = \left(Q_x\right)_i$$

dove $(Q_x)_i$ è la somma degli afflussi esterni e/o derivazioni per l'elemento i-esimo.

#### 3.4.5.3 Condizioni di deflusso

Le altre caratteristiche idrauliche dei segmenti del fiume possono essere determinate da equazioni della seguente forma:

$$\bar{u} = a \cdot Q^b$$

$$A_x = \frac{Q}{\overline{u}}$$

$$d = \alpha \cdot Q^{\beta}$$

dove a, b, α, β sono costanti empiriche e d è la profondità del fiume. Queste costanti sono determinate solitamente dalle curve di correlazione dei parametri idraulici.

Alternativamente, se le caratteristiche della sezione trasversale dei tratti del fiume sono disponibili, in funzione della profondità d, il valore u della velocità della corrente può essere ottenuto risolvendo $A_x = Q/\overline{u}$ dopo avere esplicitato la portata Q mediante l'equazione di Manning.

$$Q = \frac{1{,}486}{n} A_x R_x^{2/3} S_e^{1/2}$$

dove:

$A_x$ = area della sezione trasversale del canale [$L^2$]
$R_x$ = raggio idraulico medio effettivo [L]
n = fattore di rugosità di Manning (adimensionale, range 0,010 - 0,10)
$S_e$ = pendenza della linea piezometrica (adimensionale)
Q = portata [$L^3/T$]

#### 3.4.5.4 Dispersione longitudinale

La dispersione è fondamentalmente un meccanismo di trasporto convettivo.

Il termine "dispersione" è usato solitamente per indicare un trasporto associato ad una variazione di velocità mediata spazialmente, in opposizione a "diffusione", che indica un trasporto associato sostanzialmente a variazioni di velocità mediate nel tempo.

Taylor, nel 1954, ha derivato un'equazione per ottenere il coefficiente di dispersione longitudinale, DL, in lunghi tubi rettilinei, nella forma:

$$D_L = 10\ r_0\ u^*\ [L^2/T]$$

dove $r_0$ è il raggio del tubo e u* è la componente trasversale della velocità media definita come:

$$u^* = \sqrt{\tau_0/\rho} \quad [L/T]$$

dove:

$\tau_0$ = tensione di taglio [$M/L^2$]
ρ = densità fluida di massa [$M\ T^2/L^4$]

Alcuni ricercatori hanno provato ad applicare l'espressione di Taylor ai corsi d'acqua. Tali applicazioni, comunque, sono solo approssimative, a causa delle differenze tra la geometria e le distribuzioni di velocità di un corso d'acqua e quelle di un tubo.

Elder, nel 1959, ha assunto che solo il gradiente di velocità verticale sia importante in un corso d'acqua, e ha sviluppato un'espressione analoga a quella di Taylor:

$$D_L = K\, d\, u^*$$

dove d è la profondità media del fiume. Elder ha usato in questa equazione un valore di K pari a 5,93.

Altri ricercatori hanno ottenuto espressioni simili per $D_L$ e hanno trovato che tale parametro è estremamente correlato ai profili di velocità laterale. L'espressione di Elder, comunque, sembra adeguata in situazioni monodimensionali e quindi in tutti i casi in cui il canale non è troppo ampio. Viceversa, per canali molto ampi, Fisher (1964) ha dimostrato che la semi-ampiezza, piuttosto che la profondità come nel caso precedente, è il fattore dominante e quindi diventa importante la definizione del coefficiente di dispersione longitudinale. Le equazioni precedenti possono essere scritte in termini dell'equazione di Manning e di altre variabili caratteristiche dei canali dei fiumi. Ad esempio, per il flusso stazionario in un canale aperto:

$$u^* = C\sqrt{R\, S_e} \quad (4.15)$$

dove:

C = coefficiente di Chezy
R = raggio idraulico
$S_e$ = pendenza della linea piezometrica (detta anche linea dei carichi totali)

Il coefficiente di Chezy è dato da:

$$C = \frac{R^{1/6}}{n}$$

dove n è il coefficiente di rugosità di Manning, tabulato per differenti tipi di canali in Tabella 3.10.

$S_e$, il gradiente della linea dei carichi totali, è dato da:

$$S_e = \left(\frac{\bar{u}\ n}{1{,}486\ R^{2/3}}\right)^2$$

dove $\bar{u}$ è la velocità media.

Sostituendo le precedenti tre equazioni nell'equazione di Elder e lasciando R = d per un canale ampio, si ottiene l'espressione:

$$D_L = 3{,}82\ K\ n\ \bar{u}\ d^{5/6}$$

dove:

$D_L$ = coefficiente di dispersione longitudinale $[L^2/T]$

K = costante di dispersione (adimensionale)
n = coefficiente di rugosità di Manning (adimensionale)
$\bar{u}$ = velocità media [L/T]
d = profondità media [L]

Tabella 3.10 – Valori del coefficiente di scabrezza di Manning (Henderson, 1966)

| Tipologia di corso d'acqua | Coefficiente di Manning (n) |
|---|---|
| Corsi d'acqua naturali | |
| Pulito e rettilineo | 0,025 – 0,030 |
| Tortuoso con pozze e secche | 0,033 – 0,040 |
| Molto erboso e tortuoso | 0,075 – 0,150 |
| *Canali alluvionali* | $0{,}031\ d^{1/6}$ (d = $D_{75}$; diametro non superato dal 75 % delle particelle) |

### *3.4.6 Reazioni e interazioni dei costituenti principali*

Una delle più importanti considerazioni nel determinare la possibilità di un fiume di assimilare acque di rifiuto è la sua capacità di mantenere un'adeguata concentrazione di ossigeno disciolto. Il contenuto di ossigeno disciolto nei corsi d'acqua è determinato da riaerazione atmosferica, fotosintesi, respirazione di piante e animali, consumo di ossigeno per la degradazione del materiale organico sedimentato, richiesta biochimica di ossigeno (BOD), nitrificazione, salinità, temperatura e altri.

Un bilancio accurato dell'ossigeno deve considerare tutti i fattori significativi; il modello QUAL2E include le maggiori reazioni dei cicli di nutrienti, della produzione algale, del consumo di ossigeno ad opera di sostanze carboniose, della riaerazione atmosferica e i loro effetti sul comportamento dell'ossigeno disciolto.

Le relazioni matematiche che descrivono le reazioni dei principali costituenti sono presentate di seguito, ad esclusione di quelle riguardanti la produzione algale, per la quale si farà riferimento ai valori di default forniti dal modello.

#### 3.4.6.1 Ciclo dell'azoto

Nelle acque aerobiche naturali avviene una graduale trasformazione dell'azoto organico ad ammoniaca, nitriti e, infine, a nitrati. Lo schema di ciclo dell'azoto utilizzato dal QUAL2E contiene tutte queste quattro forme azotate; le equazioni differenziali che governano le trasformazioni di azoto da una forma all'altra sono mostrate di seguito.

*1. Azoto organico*

$$\frac{dN_4}{dt} = \alpha_1 \rho A - \beta_3 N_4 - \sigma_4 N_4$$

dove:

$N_4$ = concentrazione di azoto organico (mg N/l)
$\beta_3$ = tasso di idrolisi di azoto organico ad azoto ammoniacale, dipendente dalla temperatura ($d^{-1}$)
$\alpha_1$ = Frazione di biomassa algale costituita da azoto (mg N/mg A)
$\rho$ = tasso di respirazione algale ($d^{-1}$)
A = concentrazione di biomassa algale (mg A/l)
$\sigma_4$ = coefficiente di sedimentazione di azoto organico, dipendente da T ($d^{-1}$)

*2. Azoto ammoniacale*

$$\frac{dN_1}{dt} = \beta_3 N_4 - \beta_1 N_1 + \sigma_3/d - F_1 \alpha_1 \mu A$$

dove:

$N_1$ = concentrazione di azoto ammoniacale (mg N/l)
$N_4$ = concentrazione di azoto organico (mg N/l)
$\beta_1$ = tasso di ossidazione biologica di azoto ammoniacale, dipendente dalla temperatura ($d^{-1}$)
$\beta_3$ = tasso di idrolisi di azoto organico ($d^{-1}$)
$\alpha_1$ = frazione di biomassa algale costituita da azoto (mg N/mg A)
$\sigma_3$ = tasso di rilascio di azoto ammoniacale da parte del benthos (mg $N/m^2d$)
d = profondità media del fiume (m)
$F_1$ = frazione di azoto ammoniacale assimilato
$\mu$ = tasso di crescita algale locale ($d^{-1}$)
A = concentrazione di biomassa algale (mg A/l)

*3. Azoto nitroso*

$$\frac{dN_2}{dt} = \beta_1 N_1 - \beta_2 N_2$$

dove:

$N_1$ = concentrazione di azoto ammoniacale (mg N/l)
$N_2$ = concentrazione di azoto nitroso (mg N/l)
$\beta_1$ = tasso di ossidazione di azoto ammoniacale, dipendente dalla temperatura ($d^{-1}$)
$\beta_2$ = tasso di ossidazione di azoto nitroso, dipendente dalla temperatura ($d^{-1}$)

*4. Azoto nitrico*

$$\frac{dN_3}{dt} = \beta_2 N_2 - (1 - F_1)\alpha_1 \mu A$$

dove:

$N_3$ = concentrazione di azoto nitrico (mg N/l)
$F_1$ = frazione di azoto algale consumato dal pool ammoniacale
$\alpha_1$ = frazione di biomassa algale costituita da azoto (mg N/mg A)
$\mu$ = tasso di crescita algale locale ($d^{-1}$)

#### 3.4.6.2 Ciclo del fosforo

Il ciclo del fosforo opera, per molti aspetti, come quello dell'azoto. Le forme organiche di fosforo sono generate dalla decomposizione algale, in seguito si convertono allo stato inorganico disciolto, il quale diventa disponibile per la produzione primaria delle alghe.
Il fosforo scaricato dagli impianti di trattamento delle acque reflue è generalmente nella forma inorganica disciolta ed è prontamente consumato dalle alghe. L'ultima versione di QUAL2E è in grado di simulare anche le interazioni tra fosforo disciolto e fosforo organico. Di seguito sono riportate le equazioni differenziali che governano il passaggio di fosforo da una forma all'altra.

*1. Fosforo organico*

$$\frac{dP_1}{dt} = \alpha_2 \rho A - \beta_4 P_1 - \sigma_5 P_1$$

dove:

$P_1$ = concentrazione di fosforo organico (mg P/l)
$\alpha_2$ = contenuto di fosforo delle alghe (mg P/mg A)
$\rho$ = tasso di respirazione algale ($d^{-1}$)
A = concentrazione di biomassa algale (mg A/l)
$\beta_4$ = tasso di decadimento di fosforo organico, dipendente dalla temperatura ($d^{-1}$)
$\sigma_5$ = tasso di sedimentazione di fosforo organico, dipendente dalla temperatura ($d^{-1}$)

*2. Fosforo disciolto*

$$\frac{dP_2}{dt} = \beta_4 P_1 + \sigma_2/d - \alpha_2 \mu A$$

dove:

$P_2$ = concentrazione di fosforo inorganico o disciolto (mg P/l)
$\sigma_2$ = tasso di rilascio di fosforo disciolto da parte del benthos, dipendente dalla temperatura (mg P/$m^2$d)
d = profondità media del fiume (m)
$\mu$ = tasso di crescita algale ($d^{-1}$)
A = concentrazione di biomassa algale (mg A/l)

#### 3.4.6.3 BOD carbonioso

Il modello QUAL2E utilizza una reazione del primo ordine per descrivere la deossigenazione del BOD ultimo (intendendosi con questo termine il massimo consumo di ossigeno rilevato) nel corso d'acqua. La funzione del BOD, come espressa nel

modello, tiene conto anche della rimozione addizionale di BOD dovuta a sedimentazione e flocculazione, che non esercitano una domanda di ossigeno:

$$\frac{dL}{dt} = -K_1 L - K_3 L$$

dove:

L = concentrazione del BOD carbonioso ultimo (mg/l)
$K_1$ = coefficiente di deossigenazione, dipendente dalla temperatura ($d^{-1}$)
$K_3$ = tasso di rimozione di BOD dovuto a sedimentazione, dipendente dalla temperatura ($d^{-1}$)

QUAL2E simula il BOD ultimo nella forma generale; tuttavia, l'utente può scegliere di usare valori di $BOD_5$ come input e output. In questo caso, il modello opera la necessaria conversione da $BOD_5$ a BOD ultimo, mediante la seguente equazione:

$$BOD_5 = BOD_u \left(1{,}0 - e^{(5 \cdot KBOD)}\right)$$

dove:

$BOD_5$ = BOD a 5 giorni (mg/l)
$BOD_u$ = BOD ultimo (mg/l)
KBOD = coefficiente di conversione del BOD ($d^{-1}$)

Il valore di KBOD usato di default dal modello è 0,23 $g^{-1}$.

#### 3.4.6.4 Ossigeno disciolto

Il bilancio di ossigeno in un corso fluviale dipende dalla capacità di quest'ultimo di riossigenarsi. Questa capacità è funzione dei processi di avvezione e diffusione che si verificano nel sistema e delle sorgenti interne o sottrazioni di ossigeno. Le maggiori fonti di ossigeno, oltre alla riaerazione atmosferica, sono la produzione per mezzo di fotosintesi e il contenuto di ossigeno nei flussi d'acqua entranti. La perdita di ossigeno disciolto include l'ossidazione della sostanza organica carboniosa e azotata, il consumo di ossigeno per la degradazione dei sedimenti organici e l'ossigeno utilizzato per la respirazione dalle alghe.

L'equazione differenziale usata dal QUAL2E per descrivere il tasso di trasformazione di ossigeno è mostrata di seguito. Ogni termine rappresenta un incremento o una sottrazione di ossigeno.

$$\frac{dO}{dt} = K_2 (O^* - O) + (\alpha_3 \mu - \alpha_4 \rho) A - K_1 L - K_4/d - \alpha_5 \beta_1 N_1 - \alpha_6 \beta_2 N_2$$

dove:

O = concentrazione di ossigeno disciolto (mg/l)
O* = concentrazione di saturazione dell'ossigeno disciolto a temperatura e pressione locali (mg/l)
$\alpha_3$ = tasso di produzione di ossigeno per unità di fotosintesi algale (mg O/mg A)
$\alpha_4$ = tasso di consumo di ossigeno per unità di respirazione algale (mg O/mg A)
$\alpha_5$ = tasso di consumo di ossigeno per unità di ossidazione di azoto ammoniacale (mg O/mg N)
$\alpha_6$ = tasso di consumo di ossigeno per unità di ossidazione di azoto nitroso (mg O/mg N)
$\mu$ = tasso di crescita algale, dipendente dalla temperatura ($d^{-1}$)
$\rho$ = tasso di respirazione algale, dipendente dalla temperatura ($d^{-1}$)
A = concentrazione della biomassa algale (mg A/l)
L = concentrazione del BOD finale (mg/l)
d = profondità media del fiume (m)
$K_1$ = tasso di deossigenazione del BOD carbonioso, dipendente dalla temperatura ($d^{-1}$)
$K_2$ = tasso di riaerazione, dipendente dalla temperatura ($d^{-1}$)
$K_4$ = tasso di richiesta di ossigeno del sedimento, dipendente dalla temperatura ($g/m^2$ d)
$\beta_1$ = tasso di ossidazione dell'ammoniaca, dipendente dalla temperatura ($d^{-1}$)
$\beta_2$ = tasso di ossidazione dei nitriti, dipendente dalla temperatura ($d^{-1}$)
$N_1$ = concentrazione dell'azoto ammoniacale (mg N/l)
$N_2$ = concentrazione dell'azoto nitroso (mg N/l)

La solubilità dell'ossigeno disciolto nell'acqua decresce all'aumentare della temperatura, all'aumentare della concentrazione di solidi disciolti e al diminuire della pressione atmosferica.

Il coefficiente di riaerazione ($K_2$) è solitamente espresso come funzione della profondità e della velocità del fiume e quindi del grado di turbolenza della corrente. Il modello QUAL2E fornisce otto opzioni per stimare i valori di $K_2$ o consente di utilizzare quelli preventivamente selezionati dal modellista. Si riporta di seguito la trattazione della sola opzione adottata nel presente studio:

O'Connor & Dobbins (1958): proposero equazioni basate sulle caratteristiche di turbolenza del corso d'acqua, che hanno trovato buona applicazione in molti casi. Per fiumi con basse velocità e condizioni isotropiche, l'equazione fu sviluppata nel seguente modo:

$$K_2^{20} = \frac{(D_m \bar{u})^{0,5}}{d^{1,5}}$$

mentre per fiumi con alte velocità e condizioni anisotrope, la relazione è:

$$K_2^{20} = \frac{480\ D_m^{0,5}\ S_0^{0,25}}{d^{1,25}} \cdot 2,31$$

dove:

$K_2^{20}$ = coefficiente di riaerazione a 20 °C ($d^{-1}$)
D = profondità media del fiume (m)
$S_0$ = pendenza del letto del fiume (m/m)
$\bar{u}$ = velocità media (m/d)
$D_m$ = coeff. di diffusione molecolare ($m^2/d$), dato da $D_m = 1,91 \times 10^3\ (1,037)^{T-20}$

#### 3.4.6.5 Temperatura

L'andamento della temperatura è modellizzato eseguendo un bilancio del calore in ogni elemento computazionale del sistema. Il bilancio considera la temperatura delle acque in ingresso e in uscita, nonché lo scambio di calore tra la superficie dell'acqua e l'atmosfera.

I termini del bilancio energetico aria - acqua includono la radiazione di onde lunghe e corte, la convezione e l'evaporazione:

$$H_n = H_{sn} + H_{an} - H_b - H_c - H_e$$

dove:

$H_n$ = flusso netto di calore attraverso la superficie aria – acqua
$H_{sn}$ = radiazione solare netta di onde corte, sottraendo le perdite per assorbimento e diffusione in atmosfera e per la riflessione all'interfaccia
$H_{an}$ = radiazione atmosferica netta di onde lunghe considerando la riflessione
$H_b$ = radiazione di ritorno di onde lunghe in uscita
$H_c$ = flusso di calore convettivo
$H_e$ = perdita di calore per evaporazione

Affinché QUAL2E possa eseguire le computazioni del bilancio di calore, l'utente deve fornire una varietà di dati, che includono la longitudine e latitudine del bacino, il periodo dell'anno, i coefficienti di evaporazione e un coefficiente di attenuazione della polvere; devono inoltre essere indicate delle informazioni climatologiche locali, quali la temperatura dell'aria a bulbo secco e umido, la pressione atmosferica, la copertura nuvolosa e la velocità del vento.

I valori di temperatura calcolati dal QUAL2E sono usati per correggere i coefficienti di trasformazione delle variabili di qualità delle acque. Questi coefficienti sono inseriti a

20°C e sono poi corretti alla temperatura occorrente mediante una formulazione del tipo di Streeter - Phelps:

$$X_T = X_{20}\, \theta^{(T-20°)}$$

dove:

$X_T$ = valore del coefficiente alla temperatura locale
$X_{20}$ = valore del coefficiente alla temperatura standard di 20°C
$\theta$ = costante empirica variabile per ogni coefficiente di reazione

I valori dei fattori di correzione della temperatura, θ, possono essere specificati dall'utente. In assenza di tali specificazioni, il modello utilizza dei valori di default.

#### 3.4.6.6 Coefficienti di reazione

Le reazioni chimiche e biologiche simulate dal QUAL2E sono rappresentate da un complesso sistema di equazioni che contengono molti parametri; alcuni sono costanti, alcuni sono variabili nello spazio e alcuni sono dipendenti dalla temperatura.

La Tabella 3.11 elenca alcuni di questi parametri del sistema e indica per ognuno l'intervallo di variabilità, l'unità di misura e il tipo di variazione.

Tabella 3.11 – Intervalli di variazione tipici per i coefficienti di reazione (US EPA, 1987).

| | **Descrizione** | **Unità di misura** | **Intervallo di valori** | **Variabile per tratto** | **Dipendente da T** |
|---|---|---|---|---|---|
| $\alpha_1$ | Frazione di N nella biomassa algale | mg N/mg A | 0,07 – 0,09 | No | No |
| $\alpha_2$ | Frazione di P nella biomassa algale | mg P/mg A | 0,01 – 0,02 | No | No |
| $\alpha_3$ | Produzione di $O_2$ per unità di fotosintesi algale | mg O/mg A | 1,4 – 1,8 | No | No |
| $\alpha_4$ | Consumo di $O_2$ per unità di respirazione algale | mg O/mg A | 1,6 – 2,3 | No | No |
| $\alpha_5$ | Consumo di $O_2$ per unità di ossidazione di $NH_3$ | mg O/mg N | 3,0 – 4,0 | No | No |
| $\alpha_6$ | Consumo di $O_2$ per unità di ossidazione di $NO_2$ | mg O/mg N | 1,0 – 1,14 | No | No |
| $\mu_{max}$ | Tasso di max. crescita algale | $d^{-1}$ | 1,0 – 3,0 | No | No |
| **P** | Tasso di respirazione algale | $d^{-1}$ | 0,05 – 0,5 | No | No |
| $\sigma_1$ | Tasso di sedimentazione algale | m/g | 0,5 – 6,0 | Sì | Sì |
| $\sigma_2$ | Tasso di rilascio di P disciolto da parte del benthos | mg P/$m^2$ d | Variabile | Sì | Sì |
| $\sigma_3$ | Tasso di rilascio di N-$NH_3$ da parte del benthos | mg N/$m^2$ d | Variabile | Sì | Sì |
| $\sigma_4$ | Tasso di sedimentazione di N organico | $d^{-1}$ | 0,001 – 0,1 | Sì | Sì |
| $\sigma_5$ | Tasso di sedimentazione di P organico | $d^{-1}$ | 0,001 – 0,1 | Sì | Sì |
| $K_1$ | Tasso di deossigenazione del BOD carbonioso | $d^{-1}$ | 0,02 – 3,4 | Sì | Sì |
| $K_2$ | Tasso di riaerazione | $d^{-1}$ | 0,0 - 100 | Sì | Sì |
| $K_3$ | Tasso di rimozione di BOD per | $d^{-1}$ | -0,36 – 0,36 | Sì | Sì |

| | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | sedimentazione | | | | |
| **$K_4$** | Tasso di richiesta di $O_2$ del sedimento | mg O/m$^2$ d | Variabile | Sì | Sì |
| **$\beta_1$** | Tasso di ox. biologica di $NH_3$ | d$^{-1}$ | 0,10 – 1,00 | Sì | Sì |
| **$\beta_2$** | Tasso di ox. biologica di $NO_2$ | d$^{-1}$ | 0,20 – 2,0 | Sì | Sì |
| **$\beta_3$** | Tasso di idrolisi di N organico | d$^{-1}$ | 0,02 – 0,4 | Sì | Sì |
| **$\beta_4$** | Tasso di decadimento di P organico | d$^{-1}$ | 0,01 – 0,7 | Sì | Sì |

## 3.5 TEST DI TOSSICITÀ

Il sistema ROTAS (Rapid On site Toxicity Assay) è un metodo di indagine in grado di rilevare la presenza di sostanze in una matrice liquida o solida in grado di alterare il normale metabolismo di un organismo. Il "reagente" del biosensore è costituito da *Vibrio fischeri,* batterio Gram-negativo eterotrofo, appartenente alla famiglia delle *Vibrionaceae*. Distribuito su scala mondiale, predilige acque temperate e subtropicali, dove occupa diverse nicchie. Oltre ad essere un simbionte di molte specie di calamari e pesci, rientra nell'associazione enterica di molti animali marini ed è caratterizzato dalla capacità di emettere bioluminescenza.

Il test è del tutto analogo al più noto Microtox, ma l'apparato consente di realizzare anche prove in campo e, soprattutto, di analizzare l'effetto dovuto a diverse componenti nel caso di matrici solide. Utilizza un luminometro a piastra dotato di 24 fotodiodi per lettura di tutti i pozzetti in contemporanea (Figura 3.5).

Figura 3.5 – Il sensore ROTAS (Rapid On site Toxicity Assay).

A seconda del tipo di estrazione che si intende effettuare, esistono diversi kit per la preparazione del campione:

- LEACHABLE, che prevede l’estrazione in acqua e genera quindi un estratto caratterizzato dalla presenza di contaminanti solubili in acqua;
- ORGANIC, che prevede l’estrazione in metanolo e genera quindi un estratto caratterizzato dalla presenza di contaminanti organici;
- METALS, che prevede l’estrazione in HCl e genera quindi un estratto caratterizzato dalla presenza di metalli solubili a pH acidi.

# 4. RISULTATI

## 4.1 PARAMETRI CHIMICO-FISICI, IDRAULICI ED ECOLOGICI

Il torrente Lura si configura come un corso d'acqua a prevalenza di effluenti (*effluent-dominated stream*), categoria di corpi idrici classificata solo recentemente (forse per primo da Schmidt, 1993). Tale categoria presenta tipicamente una situazione paradossale, in cui da un lato le portate naturali sono diminuite o del tutto annullate a causa dell'antropizzazione del bacino, mentre dall'altro i rilasci degli effluenti degli impianti di depurazione garantiscono un minimo deflusso all'interno dell'alveo pur in presenza del carico inquinante residuo normalmente cospicuo, specie per l'assenza di potere diluente da parte del recettore. Appare subito chiaro, quindi, come in tale tipologia di corpo idrico giochino un ruolo chiave, ai fini dell'identificazione delle problematiche e delle eventuali soluzioni di risanamento, sia la conoscenza delle variabili ambientali relative ai regimi idrologici che quelle relative alle caratteristiche qualitative delle acque.

La determinazione delle portate in alveo permette di valutare già in fase preliminare le caratteristiche peculiari del regime idrologico del Lura, peraltro tipiche degli *effluent-dominated streams* e sempre più rinvenibili nei bacini dell'areale lombardo. A fronte di portate medie annue, estrapolate dall'allegato 2 del PTUA della Lombardia nell'ambito delle determinazioni relative al settore di bacino dell'Olona a cui il Lura afferisce, che vanno da circa 300 l/s a Olgiate Comasco fino ad un massimo di quasi 3 $m^3/s$ alla confluenza con il fiume Olona, è possibile registrare come la media delle portate rilevate sia in realtà ben diversa. Il contributo recapitato al fiume Olona, se si escludono i colmi di piena, è compreso tra 0,8 e 1,5 $m^3/s$, ed è in massima parte costituito da effluenti di impianti, per un contributo compreso tra il 66% ed il 100% a seconda delle stagioni e degli eventi di precipitazione. Idrologicamente, il torrente può essere diviso in tre tratti: il primo è compreso tra la sorgente e l'abitato di Lurate Caccivio e vede la presenza di portate naturali, per quanto inferiori alla portata media annua attesa, con eventi di secca non frequenti ma significativi; il secondo è compreso tra gli abitati di Lurate Caccivio e di Bulgarograsso, in cui si evidenzia la perdita della già scarsa portata presente e fenomeni di secca frequenti (nei primi 300 giorni del 2006, sono state rilevate portate in alveo per soli 95 giorni, e questo nonostante le abbondanti nevicate che hanno interessato l'intera zona nell'inverno 2005/2006); successivamente, è osservabile un

lungo tratto (più di 25 km) in cui è sempre presente un deflusso minimo, garantito dall’effluente di tre impianti di depurazione.

La stazione di rilevamento più importante per la definizione dei regimi idrologici può essere considerata la prima, ubicata ad Olgiate Comasco. E’, infatti, possibile stabilire, dal rilevamento delle portate nella sezione medesima, il regime idraulico dell’intero torrente. Con portate inferiori al 50% della portata media annua (quindi per portate inferiori a circa 150 l/s), si hanno fenomeni di secca nel tratto successivo e l’effluente del terzo tratto compone le portate del torrente per il 100%. Con portate superiori, il torrente riesce ad essere bagnato anche nella zona di Lurate e Bulgarograsso. Portate superiori al doppio della portata media annua, infine, sono state rilevate solo in presenza di colmi di piena e sono dunque classificabili come eventi estemporanei.

Se da un lato questo tipo di regime idrologico implica l’assenza di eventi estremi di secca, dall’altro comporta la presenza di concentrazioni di sostanze inquinanti normalmente piuttosto elevate, com’è possibile evincere anche dalla Tabella 4.1, la quale riporta le determinazioni, per un periodo di cinque anni, dei principali parametri descrittori della qualità dell’acqua effettuate a cadenza mensile.

L’analisi dei parametri chimico-fisici permette di evidenziare numerose anomalie dovute a pressioni di origine antropica di vario tipo. Tra queste, si segnalano principalmente gli ingressi di effluente dagli impianti di depurazione (stazioni 4, 5 e 11), nonché rilasci di scarichi non collettati (stazioni 1 e 7) e azione di scolmatori di piena delle reti fognarie (stazioni 3 e 9).

Un ruolo fondamentale nell’attestazione del grado di inquinamento è svolto proprio dal regime idrologico, di cui si è parlato precedentemente. La presenza (o assenza) di portate diluenti è fondamentale nel determinare la concentrazione degli inquinanti, in base alla semplice equazione per cui una concentrazione non è altro che il rapporto tra il carico inquinante e la portata del corpo idrico. L’entità dell’influenza che il regime idrologico è in grado di esercitare è osservabile in Figura 4.1 ÷Figura 4.7, in cui i principali descrittori chimico-fisici sono rappresentati in funzione dei loro andamenti medi, nelle varie stazioni, nelle diverse condizioni (magra, morbida e piena). Le condizioni di magra sono state definite come caratterizzate da portate inferiori al 50% della portata media annua (quindi inferiori a circa 150 l/s), per cui si hanno fenomeni di secca nel tratto Olgiate-Bulgarograsso e dopo Bulgarograsso l’effluente dell’impianto Alto Lura costituisce il 100% della portata del torrente. Per condizioni di morbida si sono

intese situazioni in cui le portate sono comprese tra il 51% e il 200% della portata media annua, per cui il torrente è bagnato anche nella zona a monte. Sono state infine identificate come condizioni di piena quelle in cui le portate sono superiori al doppio della portata media annua, classificabili come eventi estemporanei e, presumibilmente, vere e proprie perturbazioni dell’ecosistema fluviale.

L’ossigeno disciolto (Figura 4.1) presenta valori medi attestanti una buona ossigenazione dell’acqua in tutti e tre i diversi regimi idraulici: tuttavia, tali valori sono caratterizzati da un’elevata varianza, come si può evincere dalla Tabella 4.1, in particolare durante le magre. I valori oscillano da saturazioni molto basse fino a iperossigenazioni dovute a fioriture algali eutrofie con conseguente innalzamento della produzione fotosintetica.

Il pH (Figura 4.2) presenta un flesso in concomitanza dell’ingresso dell’effluente del primo impianto di depurazione in tutti e tre i regimi idrologici: tuttavia è possibile notare come, invece, differiscano molto i valori di pH nel resto del corso d’acqua in funzione delle portate presenti. In generale, a portate minori corrispondono pH superiori, sia perché con poca acqua è più facile rinvenire quegli episodi di fioritura algale di cui si è accennato commentando l’andamento dell’OD (i quali provocano una diminuzione del contenuto di $CO_2$ dell’acqua con conseguente innalzamento del pH), sia perché gli apporti idrici provenienti direttamente dalle piogge presentano normalmente un contenuto di acidità maggiore.

Tabella 4.1 – Principali parametri chimico-fisici determinati nelle stazioni di campionamento del torrente Lura: mean value 2001-05, (min – max), st.dev.

| Variable | Sampling Locations | | | | | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 | 7 | 8 | 9 | 10 | 11 |
| T (°C) | 8.8<br>(2.0 - 18.5)<br>5.7 | 10.8<br>(3.8 – 18.5)<br>5.2 | 11.8<br>(4.0 – 19.6)<br>5.4 | 18.1<br>(8.5 – 26.2)<br>5.7 | 16.5<br>(6.8 – 24.0)<br>5.6 | 15.3<br>(3.8 – 23.6)<br>5.8 | 14.6<br>(1.1 - 23.3)<br>6.2 | 14.4<br>(1.3 – 22.8)<br>6.1 | 14.9<br>(0.7 – 23.3)<br>6.4 | 15.4<br>(2.3 – 23.4)<br>6.1 | 17.4<br>(9.7 – 24.4)<br>4.9 |
| Dissolved Oxigen (%) | 115.3<br>(92.2 – 194.0)<br>33.5 | 96.1<br>(17.2 – 166.9)<br>40.9 | 93.6<br>(61.0 – 132.7)<br>22.7 | 103.6<br>(67.6 – 143.7)<br>18.2 | 93.4<br>(51.6 – 109.0)<br>16.3 | 95.6<br>(58.3 – 114.0)<br>16.6 | 98.0<br>(71.0 – 123.3)<br>15.5 | 94.7<br>(62.1 – 115.6)<br>13.3 | 95.9<br>(59.2 – 149.9)<br>20.8 | 93.0<br>(47.4 – 134.0)<br>22.0 | 94.4<br>(44.7 – 136.0)<br>21.7 |
| pH | 7.79<br>(7.64 – 8.03)<br>0.13 | 8.20<br>(7.69 – 8.49)<br>0.30 | 8.12<br>(7.85 – 8.31)<br>0.16 | 7.71<br>(7.37 – 8.22)<br>0.27 | 7.87<br>(7.56 – 8.17)<br>0.22 | 8.05<br>(7.71 – 8.38)<br>0.21 | 8.09<br>(7.65 – 8.51)<br>0.27 | 8.07<br>(7.67 – 8.41)<br>0.23 | 8.11<br>(7.74 – 8.78)<br>0.26 | 8.03<br>(7.71 – 8.85)<br>0.27 | 7.81<br>(7.55 – 8.10)<br>0.16 |
| Conductivity (µs/cm) | 447<br>(262 – 815)<br>179 | 378<br>(296 – 499)<br>65 | 418<br>(309 – 561)<br>78 | 1236<br>(462 – 1740)<br>447 | 1170<br>(479 – 2240)<br>495 | 1072<br>(398 – 1623)<br>439 | 1108<br>(368 – 1559)<br>400 | 1092<br>(368 – 1637)<br>361 | 1082<br>(364 – 1612)<br>436 | 969<br>(356 – 1701)<br>415 | 1089<br>(419 – 1758)<br>402 |
| COD (mg/l) | 13<br>(6 – 22)<br>6 | 10<br>(2 – 20)<br>6 | 15<br>(1 – 60)<br>19 | 61<br>(28 – 90)<br>18 | 54<br>(18 – 86)<br>19 | 48<br>(22 – 77)<br>17 | 48<br>(29 – 63)<br>12 | 47<br>(32 – 68)<br>11 | 45<br>(28 – 64)<br>11 | 39<br>(25 – 52)<br>8 | 38<br>(14 – 63)<br>12 |
| $BOD_5$ (mg/l) | 9<br>(1 – 19)<br>6 | 10<br>(2 – 12)<br>2 | 13<br>(0 – 14)<br>2 | 22<br>(14 – 29)<br>8 | 19<br>(14 – 22)<br>3 | 14<br>(6 – 25)<br>9 | 12<br>(6 – 19)<br>6 | 14<br>(8 – 22)<br>6 | 12<br>(8 – 18)<br>5 | 13<br>(8 – 20)<br>6 | 29<br>(13 – 63)<br>23 |
| Total P (mg/l) | 0.20<br>(0.074 – 0.403)<br>0.128 | 0.100<br>(0.024 – 0.290)<br>0.088 | 0.142<br>(0.007 – 0.632)<br>0.204 | 0.900<br>(0.365 – 1.986)<br>0.425 | 1.041<br>(0.410 – 2.277)<br>0.513 | 0.932<br>(0.430 – 2.059)<br>0.441 | 0.980<br>(0.527 – 1.990)<br>0.397 | 0.969<br>(0.540 – 1.839)<br>0.354 | 0.989<br>(0.541 – 1.872)<br>0.387 | 0.869<br>(0.505 – 1.488)<br>0.321 | 1.235<br>(0.454 – 3.100)<br>0.997 |
| Total N (mg/l) | 3.712<br>(0.700 – 5.800)<br>2.026 | 3.713<br>(2.200 – 6.100)<br>1.133 | 4.179<br>(2.300 – 9.170)<br>2.088 | 15.164<br>(6.410 – 23.040)<br>5.670 | 13.668<br>(6.320 – 21.000)<br>4.891 | 11.497<br>(5.830 – 16.950)<br>3.808 | 12.840<br>(6.400 – 21.535)<br>4.531 | 13.023<br>(6.220 – 21.540)<br>4.499 | 12.743<br>(6.110 – 22.200)<br>4.666 | 11.409<br>(6.290 – 16.800)<br>3.472 | 12.307<br>(6.140 – 30.060)<br>5.860 |
| $N\text{-}NO_3$ (mg/l) | 2.192<br>(0.650 – 4.840)<br>1.583 | 2.848<br>(1.200 – 4.930)<br>1.278 | 3.217<br>(1.900 – 4.800)<br>0.991 | 11.359<br>(5.020 – 17.400)<br>4.005 | 10.171<br>(4.580 – 15.900)<br>3.846 | 9.208<br>(4.900 – 13.600)<br>3.155 | 9.868<br>(5.160 – 16.180)<br>3.250 | 9.709<br>(4.940 – 16.490)<br>3.293 | 9.651<br>(4.740 – 15.550)<br>3.142 | 8.543<br>(4.710 – 11.860)<br>2.503 | 7.760<br>(4.500 – 11.780)<br>2.653 |
| $N\text{-}NO_2$ (mg/l) | 0.123<br>(0.102 – 0.143)<br>0.029 | 0.069<br>(0.038 – 0.137)<br>0.041 | 0.074<br>(0.047 – 0.123)<br>0.034 | 0.135<br>(0.050 – 0.366)<br>0.098 | 0.181<br>(0.057 – 0.472)<br>0.129 | 0.190<br>(0.026 – 0.291)<br>0.090 | 0.178<br>(0.051 – 0.390)<br>0.110 | 0.187<br>(0.071 – 0.390)<br>0.106 | 0.269<br>(0.159 – 0.410)<br>0.108 | 0.207<br>(0.084 – 0.395)<br>0.087 | 0.256<br>(0.090 – 0.358)<br>0.100 |
| $N\text{-}NH_4$ (mg/l) | 0.986<br>(0.004 – 2.580)<br>1.226 | 0.246<br>(0.007 – 0.575)<br>0.253 | 0.392<br>(0.004 – 2.465)<br>0.845 | 1.095<br>(0.040 – 6.920)<br>1.927 | 1.085<br>(0.043 – 7.110)<br>1.948 | 0.727<br>(0.014 – 5.640)<br>1.434 | 0.974<br>(0.056 – 3.555)<br>1.257 | 1.242<br>(0.254 – 3.555)<br>1.079 | 1.125<br>(0.235 – 3.835)<br>0.999 | 1.095<br>(0.133 – 2.590)<br>0.794 | 1.915<br>(0.039 – 8.500)<br>2.353 |
| Sulphates (mg/l) | 4<br>(1 – 8)<br>4 | 5<br>(2 – 7)<br>2 | 7<br>(4 – 10)<br>3 | 52<br>(13 – 73)<br>23 | 61<br>(14 – 80)<br>19 | 55<br>(13 – 79)<br>19 | 49<br>(15 – 65)<br>15 | 46<br>(15 – 60)<br>13 | 46<br>(16 – 57)<br>12 | 40<br>(15 – 50)<br>10 | 31<br>(17 – 42)<br>7 |
| Chlorides (mg/l) | 20<br>(13 – 25)<br>6 | 13<br>(8 – 16)<br>3 | 16<br>(10 – 21)<br>4 | 226<br>(44 – 325)<br>91 | 236<br>(53 – 507)<br>117 | 198<br>(34 – 280)<br>84 | 216<br>(32 – 400)<br>82 | 209<br>(33 – 400)<br>84 | 252<br>(32 – 763)<br>178 | 182<br>(29 – 364)<br>84 | 195<br>(50 – 286)<br>66 |

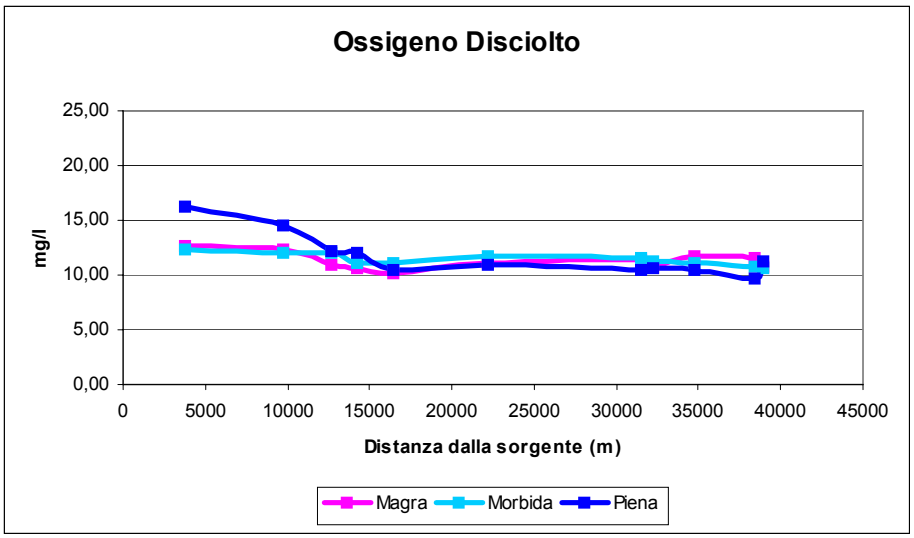


Figura 4.1 – Concentrazioni di ossigeno disciolto lungo l’asta del Lura nei diversi regimi idraulici

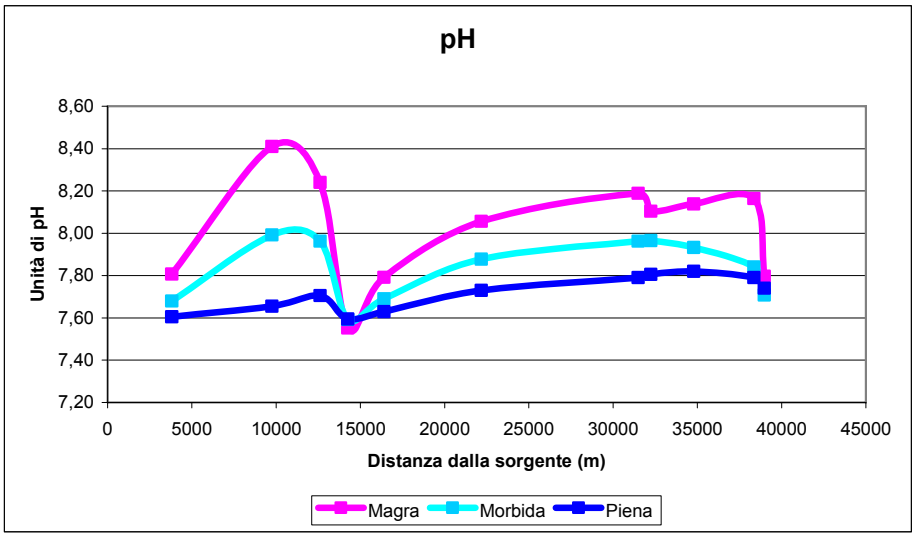


Figura 4.2 – pH lungo l’asta del Lura nei diversi regimi idraulici

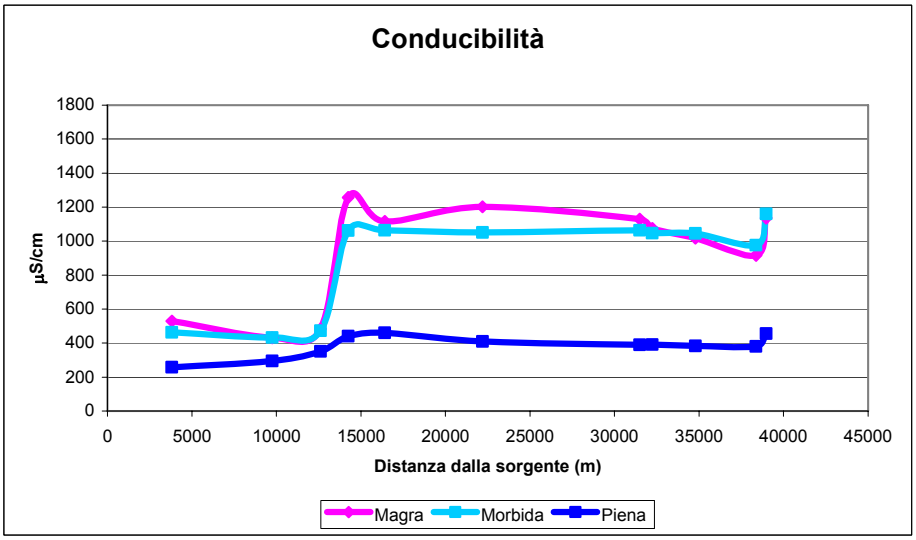


Figura 4.3 – Conducibilità elettrica lungo l’asta del Lura nei diversi regimi idraulici

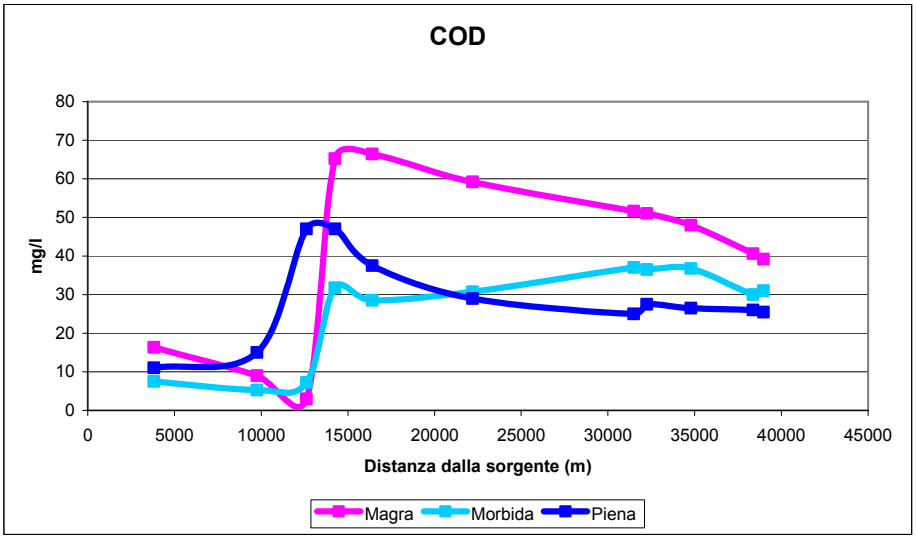


Figura 4.4 – COD lungo l’asta del Lura nei diversi regimi idraulici

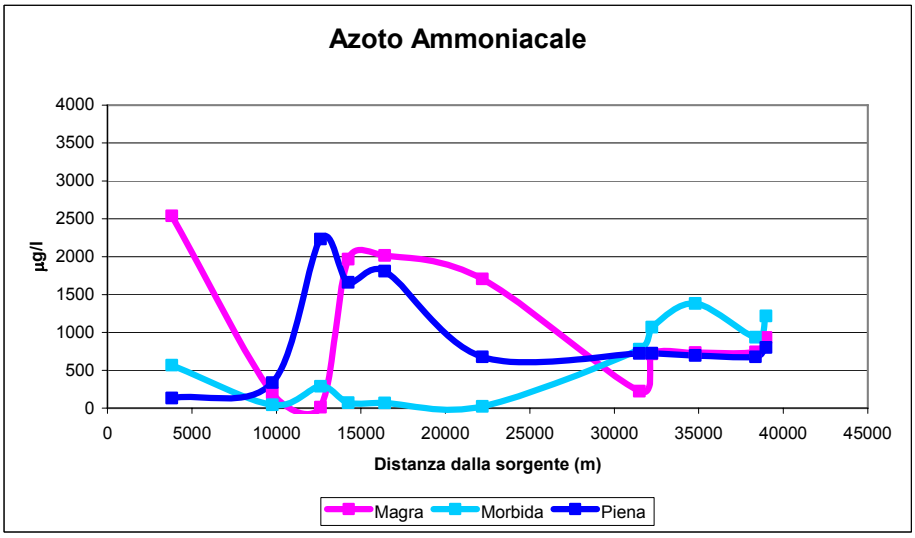


Figura 4.5 – Concentrazioni di azoto ammoniacale lungo l’asta del Lura nei diversi regimi idraulici

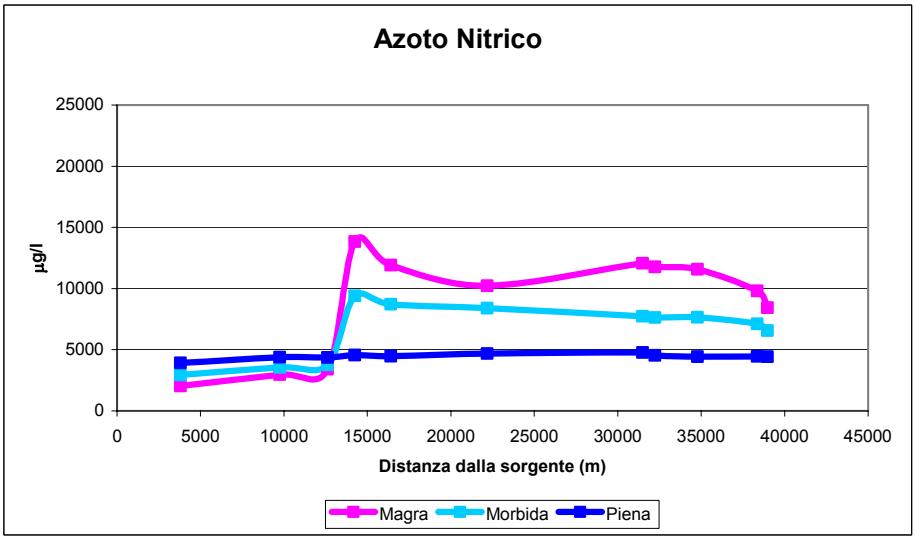


Figura 4.6 – Concentrazioni di azoto nitrico lungo l’asta del Lura nei diversi regimi idraulici

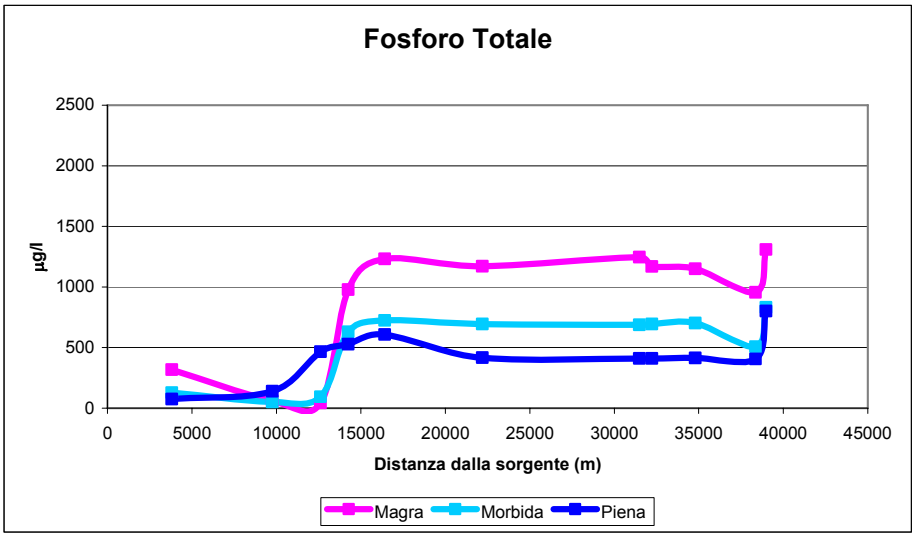


Figura 4.7 – Concentrazioni di fosforo totale lungo l'asta del Lura nei diversi regimi idraulici

I valori di conducibilità possono essere considerati analoghi sia in tempo asciutto che in presenza di regime idrologico di morbida, mentre con le piene si assiste ad una diluizione più efficace degli ioni, fino ad ottenere valori più bassi di un ordine di grandezza (Figura 4.3). Osservando gli andamenti del COD e dell'azoto ammoniacale, invece (Figura 4.4 e Figura 4.5), è possibile definire, oltre al picco principale all'ingresso dell'effluente, anche i contributi degli scarichi non collettati e degli scolmatori di piena. Alla stazione 3 (al km 12,5), si osservano picchi in tempo di piena caratterizzati da concentrazioni del tutto analoghe a quelle riscontrabili negli altri regimi idrologici, tanto più notevoli se si considera che in tali situazioni il potere diluente del fiume può essere anche 50 volte superiore. Ciò attesta l'ingresso di carichi molto superiori, ossia di reflui non trattati, che però non esplicano concentrazioni superiori a causa dell'abbondanza delle portate. Viceversa, i picchi alle stazioni 1 e 7 possono essere rilevati soprattutto in regime di magra (nel primo caso) o morbida (nel secondo). L'azoto nitrico (Figura 4.6) non presenta picchi durante le piene alla stazione 3, poiché il refluo non trattato e scolmato presenta un elevato carico di azoto ammoniacale e un basso carico di nitrati, mentre è possibile rilevare il carico derivante dagli sfioratori per il fosforo (Figura 4.7).

La determinazione del 75° percentile dei 7 macrodescrittori chimici, fisici e microbiologici dell'indice LIM può portare all'assegnazione dei relativi punteggi e alla determinazione della corrispondente classe di qualità (Tabella 4.2). Il valore LIM risulta piuttosto scarso lungo tutta l'asta fluviale, e di questo si dovrà tenere conto nella definizione di una stazione di riferimento o reference site per il confronto della qualità delle comunità macrobentoniche. Da Olgiate a Bulgarograsso la classe LIM è la terza: a

Olgiate il valore è influenzato da alte concentrazioni di azoto (sia in forma ridotta che ossidata) e materia organica, mentre a Lurate e Bulgarograsso sono la sostanza organica e lo scostamento dalla saturazione dell'OD a provocare lo scadimento. Successivamente, lo scarico dell'impianto di depurazione di Bulgarograsso provoca profonde alterazioni in tutti i valori, specie per ciò che riguarda il COD e i nutrienti: è solo per un recupero nella saturazione dell'OD che la classe di qualità non è la 5 ma la 4. Altri scadimenti imputabili allo scarico dell'impianto Livescia a Cadorago e agli scarichi non collettati in Saronno non sono in grado di influenzare più di quel tanto la situazione, già compromessa. D'altro canto, è anche da rilevare come non vi sia un recupero apprezzabile dei valori per eventuali fenomeni autodepurativi o per l'immissione di acque pulite da parte di affluenti, che, come si è detto, sono assenti, se non durante le piene, a valle di Guanzate.

Tabella 4.2 – Indice LIM calcolato per le 11 stazioni di campionamento del torrente Lura.

| | \|100-OD\| | BOD5 | COD | N-NH4 | N-NO3 | P-tot | E. Coli | LIM | Classe |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1 - Olgiate Comasco | 40 | 40 | 20 | 5 | 20 | 20 | 40 | 185 | 3 |
| 2 - Lurate Caccivio | 10 | 20 | 20 | 20 | 20 | 40 | 40 | 170 | 3 |
| 3 - Bulgarograsso | 10 | 20 | 20 | 20 | 20 | 40 | 20 | 150 | 3 |
| 4 – Guanzate | 40 | 5 | 5 | 20 | 5 | 5 | 20 | 100 | 4 |
| 5 – Cadorago | 40 | 10 | 5 | 10 | 5 | 5 | 20 | 95 | 4 |
| 6 – Lomazzo | 40 | 10 | 5 | 10 | 5 | 5 | 20 | 95 | 4 |
| 7 - Saronno (ospedale) | 40 | 10 | 5 | 10 | 5 | 5 | 10 | 85 | 4 |
| 8 - Saronno (VVF) | 40 | 10 | 5 | 5 | 5 | 5 | 10 | 80 | 4 |
| 9 - Caronno (scolmatori) | 40 | 10 | 5 | 10 | 5 | 5 | 10 | 85 | 4 |
| 10 - Caronno (impianto) | 20 | 20 | 5 | 10 | 10 | 5 | 10 | 80 | 4 |
| 11 – Lainate | 20 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 40 | 85 | 4 |

Contemporaneamente alla determinazione dei parametri chimico-fisici, sono stati compiuti campionamenti della fauna macrobentonica: oltre all'IBE, sono state raccolte le informazioni quantitative relative alla densità di individui per ogni singolo taxon rilevato, con cadenza semestrale. I risultati dell'IBE sono riportati in Tabella 4.3 a-d, mentre i dati quantitativi verranno analizzati in seguito. La stazione di Olgiate Comasco presenta valori di IBE compresi tra 7 e 8, e la classe di qualità media è la 2. L'unico flesso dei valori, altrimenti assolutamente costanti, si può notare nell'anno 2003, caratterizzato da fenomeni anomali di siccità e di scarsità idrica generalizzata. In quel frangente, si è osservata la scomparsa dei taxa più pregiati (plecotteri e maggior parte degli efemerotteri) con una contemporanea diminuzione della ricchezza in taxa complessiva. La stazione di Bulgarograsso presenta andamenti altalenanti e oscillanti tra i valori 5 e 6

Tabella 4.3 a/d – Valori di IBE dei campionamenti effettuati nei quattro siti di monitoraggio.

| **Olgiate Comasco** | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **codice** | **periodo** | **ingresso** | **u.s. ingr.** | **num taxa** | **val IBE** | **classe** |
| OLG01 | autunno 2001 | PLE | 2+ | 10 | 8 | 2 |
| OLG02 | primavera 2002 | PLE | 1 | 11 | 8 | 2 |
| OLG03 | autunno 2002 | EFE | 2+ | 11 | 8 | 2 |
| OLG04 | primavera 2003 | EFE | 1 | 12 | 7 | 3 |
| OLG05 | autunno 2003 | EFE | 2+ | 10 | 7 | 3 |
| OLG06 | primavera 2004 | PLE | 1 | 12 | 8 | 2 |
| OLG07 | autunno 2004 | EFE | 2+ | 13 | 8 | 2 |
| OLG08 | primavera 2005 | PLE | 1 | 15 | 8 | 2 |
| OLG09 | autunno 2005 | PLE | 1 | 13 | 8 | 2 |
| OLG10 | primavera 2006 | PLE | 1 | 16 | 8 | 2 |
| **MEDIA** | | | | 12,3 | 7,8 | |
| **Dev. St.** | | | | 2,00 | 0,42 | 2 |

| **Bulgarograsso** | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **codice** | **periodo** | **ingresso** | **u.s. ingr.** | **num taxa** | **val IBE** | **classe** |
| BUL01 | autunno 2001 | TRI | 1 | 9 | 5 | 4 |
| BUL02 | primavera 2002 | TRI | 2+ | 6 | 6 | 3 |
| BUL03 | autunno 2002 | TRI | 1 | 11 | 6 | 3 |
| BUL04 | primavera 2003 | **in secca** | | | | |
| BUL05 | autunno 2003 | TRI | 1 | 6 | 5 | 4 |
| BUL06 | primavera 2004 | TRI | 1 | 7 | 5 | 4 |
| BUL07 | autunno 2004 | TRI | 1 | 10 | 5 | 4 |
| BUL08 | primavera 2005 | TRI | 1 | 7 | 5 | 4 |
| BUL09 | autunno 2005 | **in secca** | | | | |
| BUL10 | primavera 2006 | TRI | 2+ | 7 | 6 | 3 |
| **MEDIA** | | | | 7,9 | 5,4 | |
| **Dev. St.** | | | | 1,89 | 0,52 | 4 |

| **Guanzate** | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **codice** | **periodo** | **ingresso** | **u.s. ingr.** | **num taxa** | **val IBE** | **classe** |
| GUA01 | autunno 2001 | TRI | 2+ | 10 | 6 | 3 |
| GUA02 | primavera 2002 | TRI | 2+ | 8 | 6 | 3 |
| GUA03 | autunno 2002 | TRI | 1 | 4 | 4 | 4 |
| GUA04 | primavera 2003 | TRI | 2+ | 7 | 6 | 3 |
| GUA05 | autunno 2003 | TRI | 2+ | 9 | 6 | 3 |
| GUA06 | primavera 2004 | CHIRO | | 4 | 2 | 5 |
| GUA07 | autunno 2004 | TRI | 1 | 8 | 5 | 4 |
| GUA08 | primavera 2005 | TRI | 1 | 10 | 5 | 4 |
| GUA09 | autunno 2005 | TRI | 1 | 11 | 6 | 3 |
| GUA10 | primavera 2006 | TRI | 1 | 7 | 5 | 4 |
| **MEDIA** | | | | 7,8 | 5,1 | |
| **Dev. St.** | | | | 2,39 | 1,29 | 4 |

| **Lomazzo** | | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| **codice** | **periodo** | **ingresso** | **u.s. ingr.** | **num taxa** | **val IBE** | **classe** |
| LOM01 | autunno 2001 | TRI | 1 | 8 | 5 | 4 |
| LOM02 | primavera 2002 | TRI | 1 | 8 | 5 | 4 |
| LOM03 | autunno 2002 | TRI | 2+ | 6 | 6 | 3 |
| LOM04 | primavera 2003 | TRI | 2+ | 8 | 6 | 3 |
| LOM05 | autunno 2003 | TRI | 2+ | 7 | 6 | 3 |
| LOM06 | primavera 2004 | TRI | 2+ | 8 | 6 | 3 |
| LOM07 | autunno 2004 | TRI | 2+ | 7 | 6 | 3 |
| LOM08 | primavera 2005 | TRI | 2+ | 9 | 6 | 3 |
| LOM09 | autunno 2005 | TRI | 2+ | 7 | 6 | 3 |
| LOM10 | primavera 2006 | TRI | 2+ | 10 | 6 | 3 |
| **MEDIA** | | | | 7,8 | 5,8 | |
| **Dev. St.** | | | | 1,14 | 0,42 | 3 |

(classi 4 e 3), nonché due semestri in cui non è stato possibile effettuare in alcun modo il campionamento, essendo stato il sito completamente secco per tutto l'intervallo di tempo. La stazione di Guanzate presenta la variabilità più alta, con valori di IBE che oscillano tra 2 e 6, ma la media risulta comunque scarsa e la classe di qualità è la 4. Lomazzo, invece, ha una variabilità contenuta (il valore di IBE è sempre 6 dal 2002): pur essendo la classe di qualità la 3, occorre notare come il valore medio di IBE sia superiore a quello di Bulgarograsso e Guanzate solo per alcuni punti decimali.La determinazione del SECA mostra una notevole discrepanza tra LIM e IBE. In particolare, a Olgiate l'IBE risulta migliore rispetto all'indice LIM: in via preliminare, si può associare questo dato alla buona morfologia dell'alveo, allo stato del territorio, che appare non del tutto antropizzato, e all'estemporaneità dell'inquinamento chimico-fisico, che sembra essere presente solo in determinate stagioni (è scarso o nullo in inverno). Allo stesso tempo, nella stazione di Bulgarograsso l'IBE presenta valori inferiori rispetto al LIM: anche in questo caso, si può affermare in via preliminare che la colpa potrebbe presumibilmente essere del basso tempo di ritorno di magre e secche complete. Lo scadimento appare maggiore a Guanzate, a causa delle elevate concentrazioni di tutti i principali inquinanti, con LIM e IBE entrambi in classe 4. E' interessante, invece, il sia pur blando recupero dell'IBE rispetto al LIM a Lomazzo: ciò potrebbe essere causato, come a Olgiate, dalle caratteristiche di alveo e territorio circostante, che appare boscato ed è tutelato da un parco locale, in assenza tra l'altro di fenomeni di secca. Il SECA presenta, in ogni modo, valori generalmente bassi (Tabella 4.4), indice dell'elevata pressione antropica gravante sul bacino. Per testare la validità delle impressioni sopra riportate, può essere opportuno analizzare un set di variabili ambientali il più possibile in grado di descrivere compiutamente le dinamiche dell'ambiente fluviale.

Tabella 4.4 – Stato Ecologico (SECA) del torrente Lura.

| | Classe LIM | Classe IBE | SECA |
|---|---|---|---|
| 1 - Olgiate Comasco | 3 | 2 | 3 |
| 2 - Lurate Caccivio | 3 | 4 | 4 |
| 3 – Bulgarograsso | 3 | | 4 |
| 4 – Guanzate | 4 | 4 | 4 |
| 5 – Cadorago | 4 | | 4 |
| 6 – Lomazzo | 4 | 3 | 4 |
| 7 - Saronno (ospedale) | 4 | 4 | 4 |
| 8 - Saronno (VVF) | 4 | | 4 |
| 9 - Caronno (scolmatori) | 4 | | 4 |
| 10 - Caronno (impianto) | 4 | | 4 |
| 11 – Lainate | 4 | | 4 |

### *4.1.1 Definizione delle variabili ambientali*

Il set di variabili ambientali utilizzato per descrivere le caratteristiche quadridimensionali (in grado, cioè, di collocare un ambiente campionato in uno spazio e tempo definiti da qualità specifiche) comprende misurazioni effettuate sul campo al momento del campionamento o quotidianamente, determinazioni di laboratorio e rilevamenti morfologici mediante la compilazione dell'indice IFF. Per le variabili idrauliche, sono stati riportati le medie della profondità e velocità della corrente rinvenute durante ogni singolo campionamento, i mm di pioggia caduti nei 120 giorni precedenti, la distanza del campionamento dall'ultimo evento di secca e il numero di tali eventi in un arco temporale di 120 giorni, nonché la distanza del campionamento dall'ultimo evento di piena in un arco temporale di 90 giorni, assumendo come eventi di piena tutti i colmi di portata che superassero di 2 volte la portata media annua (Tabella 4.5). Ciò comporta una evidente semplificazione della dinamica degli eventi di piena, di cui non si considera la magnitudine (che invece riveste un ruolo fondamentale per valutare la gravità degli effetti della piena stessa), ma non è stato possibile raccogliere dati di qualità superiore.

Tabella 4.5 – Variabili ambientali caratterizzanti il torrente Lura.

| VARIABILE | MODALITA' DI RILEVAMENTO | UNITA' di MISURA | SIGLA |
|---|---|---|---|
| Depth (average) | Misurata sul campo | Cm | Depth |
| Width | Misurata sul campo | M | Width |
| Flow Speed | Misurata sul campo | m/s | Flow Speed |
| T | Misurata sul campo | °C | T |
| OD | Misurata sul campo | % | %OD |
| pH | Determinata in laboratorio | pH u. | pH |
| conduc. | Determinata in laboratorio | μS/cm | conduc. |
| COD | Determinata in laboratorio | mg/l | COD |
| P-tot | Determinata in laboratorio | mg/l | P-tot |
| N-tot | Determinata in laboratorio | mg/l | N-tot |
| $N\text{-}NH_4$ | Determinata in laboratorio | mg/l | $N\text{-}NH_4$ |
| Riparian Vegetation Stat. | Determinata da IFF | % | IFF veg |
| Riparian Structure Stat. | Determinata da IFF | % | IFF rip |
| River Bed Structure Stat. | Determinata da IFF | % | IFF bed |
| Biota Conditions | Determinata da IFF | % | IFF bio |
| rain 120 days | Dati giornalieri | Mm | RAIN |
| Vicinance of DRY events | Dati giornalieri | 1-(days from dry/120 days) | DRY vic |
| Frequence of DRY events | Dati giornalieri | days of dry/120 days | DRY freq |
| Vicinance of FLOOD event | Dati giornalieri | 1-(days from flood/90days) | FLOOD vic |

Le variabili ambientali sono state analizzate e correlate tra loro (Tabella 4.6) mediante una PCA, i cui risultati sono stati poi riportati in Tabella 4.7 e raffigurati in Figura 4.8 e Figura 4.9.

Tabella 4.6 – Matrice di correlazione delle variabili ambientali.

| | Depth | Width | Flow Speed | T | %OD | pH | conduc. | COD | P-tot | N-tot |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Depth** | 1 | 0,6288 | 0,0587 | 0,2521 | -0,0809 | 0,0406 | 0,1142 | 0,2749 | 0,2358 | 0,1588 |
| **Width** | 0,6288 | 1 | 0,3323 | 0,4407 | -0,2050 | -0,2056 | 0,7285 | 0,8367 | 0,7286 | 0,7495 |
| **Flow Speed** | 0,0587 | 0,3323 | 1 | 0,1084 | -0,1592 | -0,4499 | 0,2558 | 0,3740 | 0,2739 | 0,3803 |
| **T** | 0,2521 | 0,4407 | 0,1084 | 1 | -0,1824 | 0,1257 | 0,4816 | 0,4613 | 0,4020 | 0,3758 |
| **%OD** | -0,0809 | -0,2050 | -0,1592 | -0,1824 | 1 | 0,2047 | -0,3169 | -0,2510 | -0,2564 | -0,2201 |
| **pH** | 0,0406 | -0,2056 | -0,4499 | 0,1257 | 0,2047 | 1 | -0,3225 | -0,3695 | -0,3880 | -0,4802 |
| **conduc.** | 0,1142 | 0,7285 | 0,2558 | 0,4816 | -0,3169 | -0,3225 | 1 | 0,8369 | 0,8562 | 0,8935 |
| **COD** | 0,2749 | 0,8367 | 0,3740 | 0,4613 | -0,2510 | -0,3695 | 0,8369 | 1 | 0,7862 | 0,8446 |
| **P-tot** | 0,2358 | 0,7286 | 0,2739 | 0,4020 | -0,2564 | -0,3880 | 0,8562 | 0,7862 | 1 | 0,9094 |
| **N-tot** | 0,1588 | 0,7495 | 0,3803 | 0,3758 | -0,2201 | -0,4802 | 0,8935 | 0,8446 | 0,9094 | 1 |
| **N-NH4** | -0,0994 | 0,2006 | 0,1468 | 0,1555 | -0,2037 | -0,3231 | 0,4127 | 0,5092 | 0,4795 | 0,4215 |
| **IFF veg** | -0,6703 | -0,5004 | 0,5706 | -0,2609 | 0,0241 | -0,2728 | -0,1802 | -0,2380 | -0,2283 | -0,1126 |
| **IFF rip** | -0,0953 | 0,5010 | 0,7798 | 0,0599 | -0,1569 | -0,3223 | 0,5237 | 0,5497 | 0,4932 | 0,5896 |
| **IFF bed** | 0,4707 | 0,8486 | 0,1518 | 0,1922 | -0,1496 | 0,0418 | 0,5703 | 0,6276 | 0,6007 | 0,5583 |
| **IFF bio** | -0,6571 | -0,7292 | -0,0388 | -0,6914 | 0,1340 | -0,0035 | -0,4772 | -0,5762 | -0,4987 | -0,4679 |
| **RAIN** | 0,3784 | 0,0556 | 0,0390 | -0,0941 | -0,1014 | -0,1459 | -0,0796 | -0,0337 | -0,0729 | -0,0150 |
| **DRY vic** | -0,3067 | -0,4772 | -0,7035 | -0,2963 | 0,4443 | 0,2738 | -0,4117 | -0,4229 | -0,3810 | -0,4611 |
| **DRY freq** | -0,3278 | -0,4723 | -0,5971 | -0,3341 | 0,4994 | 0,2548 | -0,4051 | -0,4045 | -0,3603 | -0,4310 |
| **FLOOD vic** | 0,2934 | 0,1015 | 0,3208 | -0,1293 | -0,1357 | -0,2798 | -0,0610 | 0,1426 | 0,0458 | 0,0211 |

| | N-NH4 | IFF veg | IFF rip | IFF bed | IFF bio | RAIN | DRY vic | DRY freq | FLOOD vic |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| **Depth** | -0,0994 | -0,6703 | -0,0953 | 0,4707 | -0,6571 | 0,3784 | -0,3067 | -0,3278 | 0,2934 |
| **Width** | 0,2006 | -0,5004 | 0,5010 | 0,8486 | -0,7292 | 0,0556 | -0,4772 | -0,4723 | 0,1015 |
| **Flow Speed** | 0,1468 | 0,5706 | 0,7798 | 0,1518 | -0,0388 | 0,0390 | -0,7035 | -0,5971 | 0,3208 |
| **T** | 0,1555 | -0,2609 | 0,0599 | 0,1922 | -0,6914 | -0,0941 | -0,2963 | -0,3341 | -0,1293 |
| **%OD** | -0,2037 | 0,0241 | -0,1569 | -0,1496 | 0,1340 | -0,1014 | 0,4443 | 0,4994 | -0,1357 |
| **pH** | -0,3231 | -0,2728 | -0,3223 | 0,0418 | -0,0035 | -0,1459 | 0,2738 | 0,2548 | -0,2798 |
| **conduc.** | 0,4127 | -0,1802 | 0,5237 | 0,5703 | -0,4772 | -0,0796 | -0,4117 | -0,4051 | -0,0610 |
| **COD** | 0,5092 | -0,2380 | 0,5497 | 0,6276 | -0,5762 | -0,0337 | -0,4229 | -0,4045 | 0,1426 |
| **P-tot** | 0,4795 | -0,2283 | 0,4932 | 0,6007 | -0,4987 | -0,0729 | -0,3810 | -0,3603 | 0,0458 |
| **N-tot** | 0,4215 | -0,1126 | 0,5896 | 0,5583 | -0,4679 | -0,0150 | -0,4611 | -0,4310 | 0,0211 |
| **N-NH4** | 1 | 0,0646 | 0,1820 | 0,0462 | -0,0940 | -0,0552 | -0,1630 | -0,1506 | 0,3214 |
| **IFF veg** | 0,0646 | 1 | 0,4319 | -0,4843 | 0,6340 | -0,0779 | -0,2391 | -0,1222 | 0,1124 |
| **IFF rip** | 0,1820 | 0,4319 | 1 | 0,5562 | 0,0029 | -0,0684 | -0,6459 | -0,5332 | 0,1403 |
| **IFF bed** | 0,0462 | -0,4843 | 0,5562 | 1 | -0,4622 | -0,0027 | -0,3552 | -0,3493 | 0,0101 |
| **IFF bio** | -0,0940 | 0,6340 | 0,0029 | -0,4622 | 1 | 0,0116 | 0,2392 | 0,2988 | 0,0929 |
| **RAIN** | -0,0552 | -0,0779 | -0,0684 | -0,0027 | 0,0116 | 1 | -0,1665 | -0,1482 | 0,6891 |
| **DRY vic** | -0,1630 | -0,2391 | -0,6459 | -0,3552 | 0,2392 | -0,1665 | 1 | 0,9159 | -0,2244 |
| **DRY freq** | -0,1506 | -0,1222 | -0,5332 | -0,3493 | 0,2988 | -0,1482 | 0,9159 | 1 | -0,1763 |
| **FLOOD vic** | 0,3214 | 0,1124 | 0,1403 | 0,0101 | 0,0929 | 0,6891 | -0,2244 | -0,1763 | 1 |

Le correlazioni ottenute attraverso l’uso della PCA mostrano alcune ridondanze nel data set che descrive l’ambiente del torrente Lura. La variabile relativa alla velocità della

corrente è risultata ridondante con la conformazione delle rive (IFF rip), mentre il grado di conformazione morfologica dell'alveo è risultato direttamente correlato con l'ampiezza dell'alveo stesso. La frequenza degli eventi di secca è risultata essere ridondante con la vicinanza degli eventi di secca rispetto al giorno del campionamento, mentre i parametri che definiscono l'inquinamento da sostanza organica (COD) e da nutrienti (azoto e fosforo totale) sono risultati tutti direttamente correlati tra loro e con la conducibilità.

Tabella 4.7 – Matrice degli autovalori e autovettori (prime 10 componenti – 96,95% della varianza complessiva) ottenuta dall'elaborazione della matrice 4.7.

| **Eigenvalues** | **1** | **2** | **3** | **4** | **5** | **6** | **7** | **8** | **9** | **10** |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| Value | 7,3174 | 3,2682 | 2,1765 | 1,6072 | 1,2503 | 0,8919 | 0,7341 | 0,5768 | 0,3818 | 0,2162 |
| % of variability | 0,3851 | 0,1720 | 0,1146 | 0,0846 | 0,0658 | 0,0469 | 0,0386 | 0,0304 | 0,0201 | 0,0114 |
| Cumulative % | 0,3851 | 0,5571 | 0,6717 | 0,7563 | 0,8221 | 0,8690 | 0,9077 | 0,9380 | 0,9581 | 0,9695 |
| **Vectors :** | **1** | **2** | **3** | **4** | **5** | **6** | **7** | **8** | **9** | **10** |
| Depth | 0,1586 | -0,2830 | 0,4391 | -0,0576 | 0,0888 | 0,1018 | -0,1369 | -0,3026 | 0,0884 | 0,2635 |
| Width | 0,3339 | -0,1695 | 0,0524 | -0,0296 | 0,2047 | 0,0035 | -0,0196 | -0,0954 | -0,1408 | -0,1418 |
| Flow Speed | 0,1901 | 0,3764 | 0,0882 | -0,1974 | 0,1111 | 0,3165 | -0,0509 | -0,1694 | -0,3072 | 0,1842 |
| T | 0,1876 | -0,1873 | -0,0688 | -0,1894 | -0,4498 | 0,4363 | 0,1622 | 0,3258 | -0,1897 | 0,0147 |
| %OD | -0,1419 | -0,0909 | -0,1158 | 0,0547 | 0,5003 | 0,6613 | 0,0404 | 0,0060 | 0,4569 | -0,1238 |
| pH | -0,1426 | -0,2675 | 0,0062 | -0,3450 | 0,0151 | -0,0364 | 0,7110 | 0,1511 | 0,0698 | 0,1936 |
| conduc. | 0,3149 | -0,0316 | -0,2299 | 0,1042 | -0,0469 | -0,0973 | -0,0032 | 0,3240 | 0,0834 | -0,0506 |
| COD | 0,3315 | -0,0382 | -0,1203 | 0,1627 | 0,0316 | 0,0716 | 0,0879 | -0,0323 | -0,2168 | -0,4573 |
| P-tot | 0,3155 | -0,0422 | -0,1834 | 0,1913 | 0,0222 | -0,0529 | -0,0424 | 0,0848 | 0,1694 | 0,6793 |
| N-tot | 0,3257 | 0,0240 | -0,1873 | 0,1549 | 0,0629 | 0,0075 | -0,1545 | 0,2211 | 0,1976 | 0,1338 |
| N-NH4 | 0,1488 | 0,1110 | -0,1425 | 0,4623 | -0,2905 | 0,0600 | 0,4447 | -0,4372 | 0,2562 | -0,1111 |
| IFF veg | -0,0773 | 0,5116 | -0,1154 | -0,0997 | -0,0311 | 0,1821 | 0,0499 | 0,1313 | -0,0465 | 0,0909 |
| IFF rip | 0,2398 | 0,3063 | -0,1011 | -0,1774 | 0,3425 | -0,0336 | 0,1902 | 0,0819 | -0,1554 | -0,0440 |
| IFF bed | 0,2625 | -0,1713 | 0,0139 | -0,1165 | 0,4230 | -0,3071 | 0,2249 | -0,0318 | -0,0625 | -0,0710 |
| IFF bio | -0,2320 | 0,3361 | -0,0582 | 0,0880 | 0,1701 | -0,2947 | 0,1607 | 0,1016 | 0,1598 | 0,0473 |
| RAIN | 0,0220 | 0,0425 | 0,5414 | 0,2660 | 0,0404 | -0,0046 | -0,0014 | 0,5819 | 0,1511 | -0,1767 |
| DRY vic | -0,2520 | -0,2329 | -0,2032 | 0,3171 | 0,1275 | 0,0284 | -0,0285 | 0,0638 | -0,3533 | 0,0243 |
| DRY freq | -0,2463 | -0,1778 | -0,2101 | 0,3244 | 0,2172 | 0,0981 | 0,0249 | 0,0993 | -0,4151 | 0,2015 |
| FLOOD vic | 0,0625 | 0,1788 | 0,4652 | 0,3848 | 0,0419 | 0,1164 | 0,3117 | -0,0240 | -0,2558 | 0,1738 |

In Figura 4.8 è possibile osservare come le 4 stazioni di campionamento si dividano distintamente in 4 gruppi sui primi 2 assi principali. Olgiate è influenzata maggiormente dal buon livello della componente biotica e dalla qualità del territorio e della fascia riparia; Bulgarograsso è influenzato dagli eventi di secca e da elevati valori di pH e di OD (la sovrasaturazione di ossigeno combinata con pH alti può essere un indicatore di stagnazione delle acque e fioriture algali); Guanzate e Lomazzo sono entrambe correlate con l'inquinamento chimico-fisico dato dall'ingresso dell'effluente dell'impianto di depurazione di Bulgarograsso, che modifica profondamente le caratteristiche

qualitative delle acque, ma si dispongono separatamente sul secondo asse. In particolare, Guanzate è influenzato dalla morfologia delle rive e dal gruppo di variabili $NH_4$, mm di pioggia, eventi di piena (correlati tra loro perché in presenza di pioggia, e dunque di piene, la percentuale di azoto ammoniacale rispetto al totale sale per l’azione degli scolmatori di piena, che appena a monte dell’impianto hanno una soglia di attivazione molto bassa). Viceversa, tali variabili hanno una minor influenza sulla stazione di Lomazzo, che risulta correlata sul secondo asse ad una maggior ampiezza e profondità dell’alveo e a migliori caratteristiche morfologiche dell’alveo stesso.

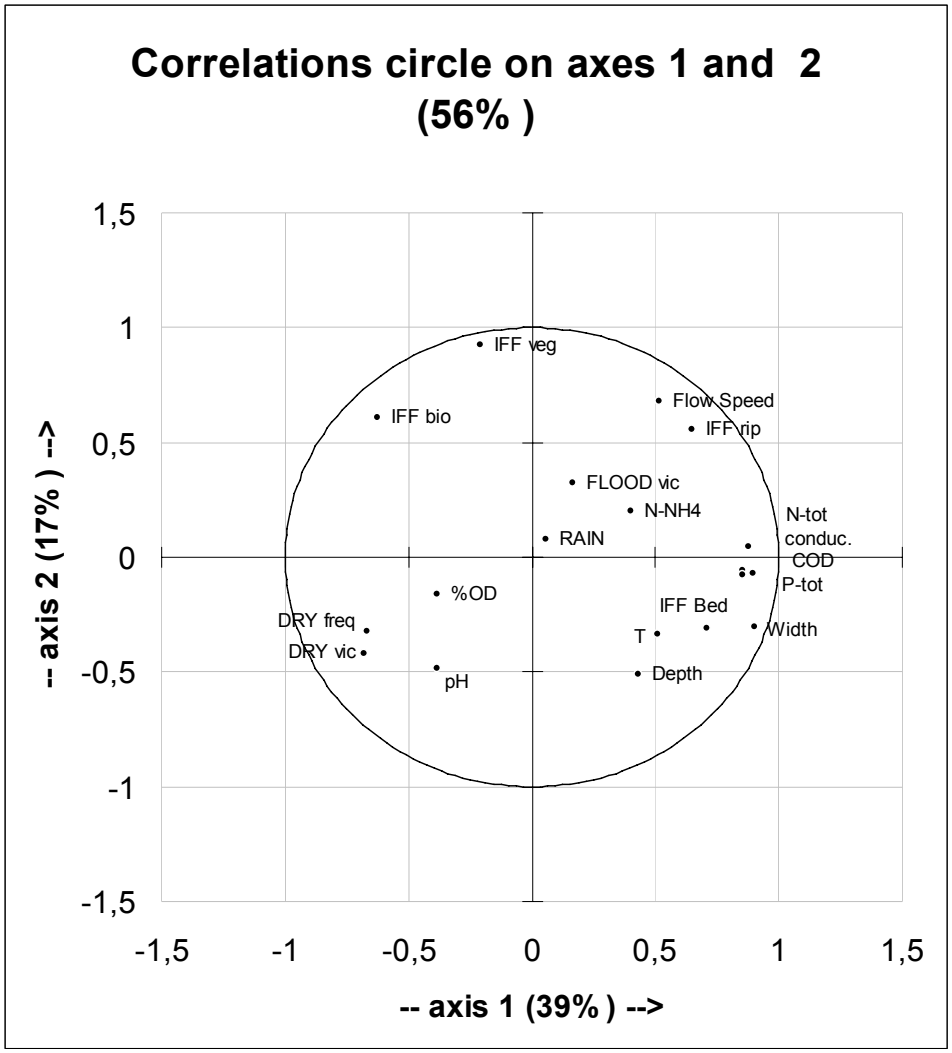


Figura 4.8 – Loadings plot (componenti 1 e 2) ottenuto elaborando la matrice 4.20.

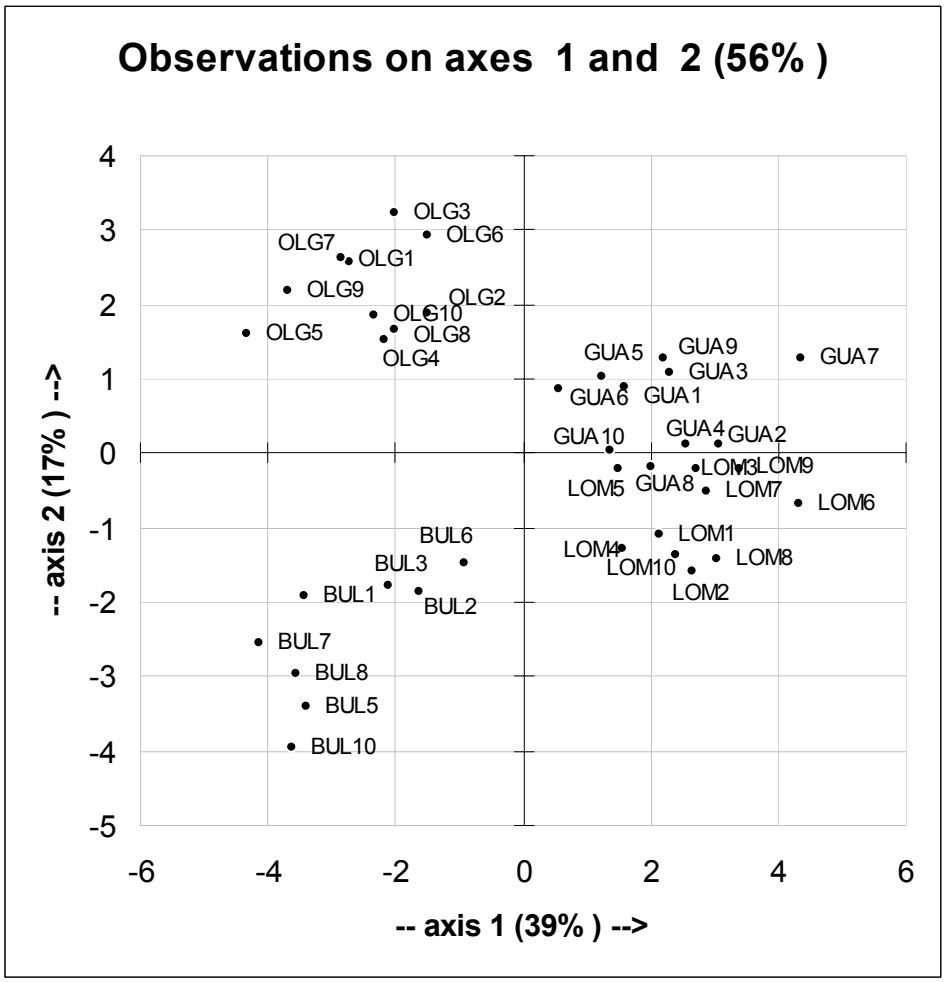


Figura 4.9 – Scores plot (componenti 1 e 2) delle stazioni di campionamento.

### *4.1.2 Analisi multivariata delle comunità bentoniche*

Le variabili ambientali precedentemente determinate, classificate come da Tabella 4.8, possono essere messe a confronto con i dati raccolti durante il monitoraggio dei macroinvertebrati bentonici attraverso l’ordinazione mediante CCA. In tal modo diventa possibile correlare i siti con le variabili ambientali attraverso la disposizione dei siti stessi secondo gli schemi ricorrenti delle comunità biologiche, anche al fine di superare la dicotomia LIM-IBE del monitoraggio effettuato attualmente in Italia e contestualmente spiegandone le discrepanze. Allo stesso tempo, diventa possibile anche determinare le preferenze di ogni singolo *taxon* per nicchie ecologiche specifiche o, comunque, per intervalli definiti di una o più variabili ambientali. La CCA eseguita per il torrente Lura mostra una buona capacità esplicativa, essendo la varianza tra specie e ambiente (Tabella 4.9) spiegata al 77,4% già sui primi due assi, raffigurati nelle Figura 4.10e Figura 4.11.

Tabella 4.8 – Valori medi, deviazione standard e VIF delle variabili utilizzate per la CCA.

| N | name | (weighted) mean | stand. dev. | Inflation factor |
|---|---|---|---|---|
| 1 | SPEC AX1 | 0 | 1,1236 | |
| 2 | SPEC AX2 | 0 | 1,3583 | |
| 3 | SPEC AX3 | 0 | 1,4281 | |
| 4 | SPEC AX4 | 0 | 1,5426 | |
| 5 | ENVI AX1 | 0 | 1 | |
| 6 | ENVI AX2 | 0 | 1 | |
| 7 | ENVI AX3 | 0 | 1 | |
| 8 | ENVI AX4 | 0 | 1 | |
| 1 | Depth | 18,5253 | 3,4032 | 8,746 |
| 4 | T | 14,2319 | 5,8113 | 3,5792 |
| 5 | %OD | 99,2929 | 17,7987 | 1,8756 |
| 6 | pH | 7,7257 | 0,3301 | 2,2147 |
| 7 | conduc. | 947,069 | 573,7263 | 6,1167 |
| 11 | N-NH4 | 1,5248 | 3,0301 | 2,699 |
| 12 | IFF veg | 0,4977 | 0,0906 | 9,1056 |
| 13 | IFF rip | 0,5071 | 0,1785 | 4,851 |
| 15 | IFF bio | 0,2482 | 0,1429 | 3,4373 |
| 16 | RAIN | 276,9757 | 106,6396 | 3,0057 |
| 17 | DRY vic | 0,0862 | 0,2357 | 5,1791 |
| 19 | FLOOD vic | 0,3553 | 0,3436 | 6,1144 |

Tab. 4.10 – Risultati della CCA.

| Axes | 1 | 2 | 3 | 4 | Total inertia |
|---|---|---|---|---|---|
| Eigenvalues: | 0,31 | 0,137 | 0,048 | 0,031 | 1,048 |
| Species-environment correlations: | 0,89 | 0,736 | 0,7 | 0,648 | |
| Cumulative percentage variance | | | | | |
| of species data: | 29,6 | 42,7 | 47,3 | 50,3 | |
| of species-environment relation: | 53,7 | 77,4 | 85,7 | 91,1 | |
| Sum of all unconstrained eigenvalues | | | | | 1,048 |
| Sum of all canonical eigenvalues | | | | | 0,578 |

Dal grafico biplot tra variabili ambientali e siti campionati, si può evincere come le stazioni di Olgiate e Bulgarograsso si dispongano anche in questo caso nettamente differenziate da Guanzate e Lomazzo sul primo asse. I campionamenti effettuati a Bulgarograsso che presentano i valori IBE peggiori (classe 4) sono compresi nel quadrante inferiore sinistro, delimitato sul primo asse dalla vicinanza degli eventi di secca e sul secondo dalla vicinanza degli eventi di piena. I due campionamenti di Olgiate caratterizzati da valori IBE più bassi (classe 3, senza plecotteri), sono invece correlati con un contenuto di OD molto alto, tale da lasciar supporre episodi di diminuzione di portata ed eutrofizzazione. Un gruppo di campionamenti effettuati a Guanzate e Lomazzo e appartenenti alla classe 4 IBE, infine, risultano compresi tra gli eventi di piena e concentrazioni elevate di azoto ammoniacale

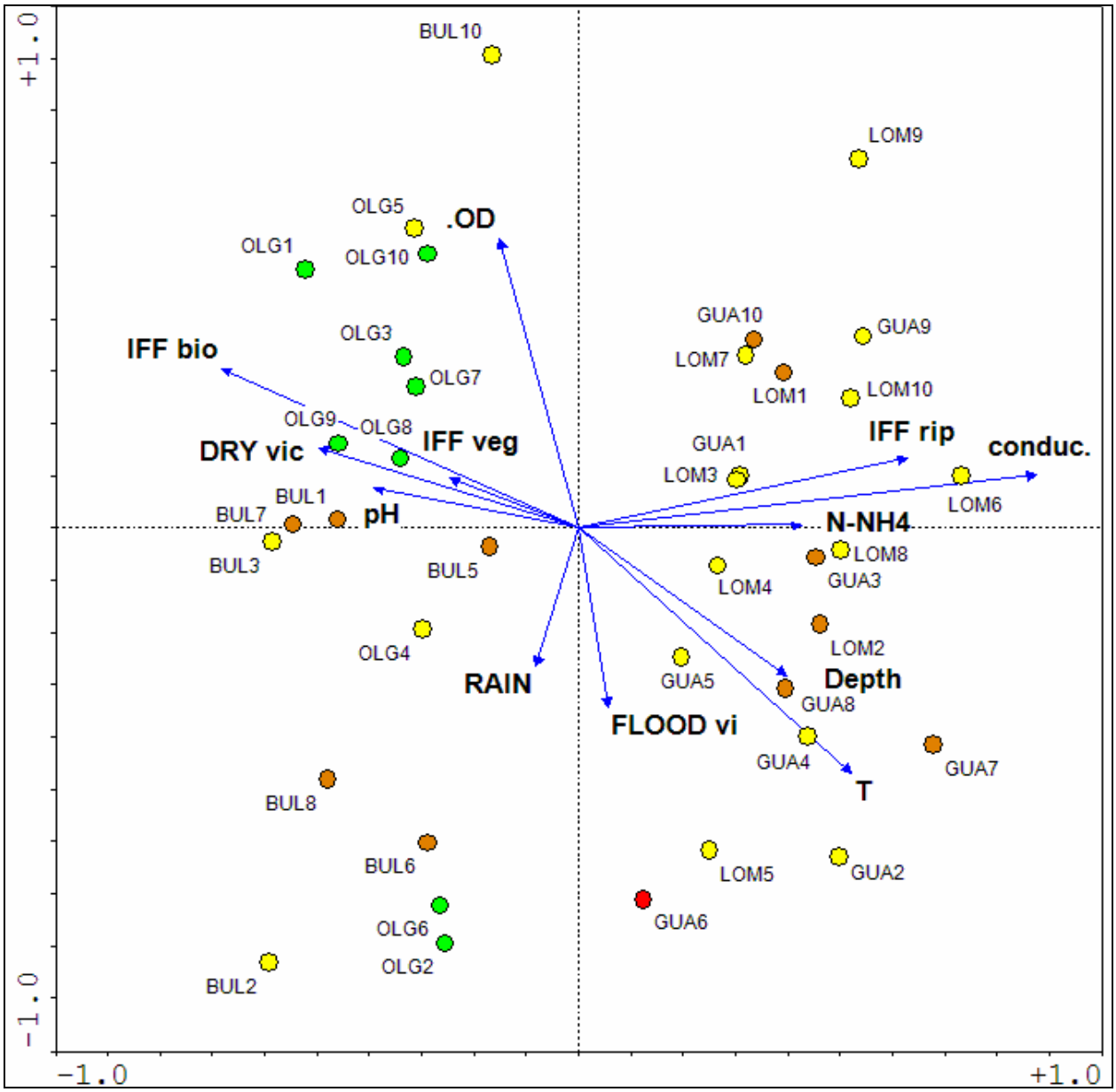


Figura 4.10 – Grafico biplot delle variabili ambientali e dei siti campionati. I colori delle stazioni sono riferiti alla classe di qualità IBE riscontrata.

Per quanto riguarda le attitudini dei singoli *taxa* rinvenuti, osservando la Fig.4.11 è possibile riaffermare la natura ubiquitaria di *Baetis* spp., dei ditteri *Chironomidae* e della maggior parte degli oligocheti. I plecotteri risultano tutti correlati con elevati tenori di OD (anche in sovrasaturazione), mentre gli efemerotteri di qualità superiore si dispongono vicino all'OD ma anche, sorprendentemente, agli eventi di secca: è questo il caso di Rhithrogena *spp*., che in letteratura viene invece individuato (Gore, 1978) come taxa indicatore di condizioni idrauliche ottimali per lo sviluppo delle comunità bentoniche (profondità medie e acque correnti piuttosto veloci). Risultano direttamente correlati con

l’aumento del carico inquinante numerose specie di ditteri e oligocheti, nonché diversi predatori, in particolar modo gli odonati.

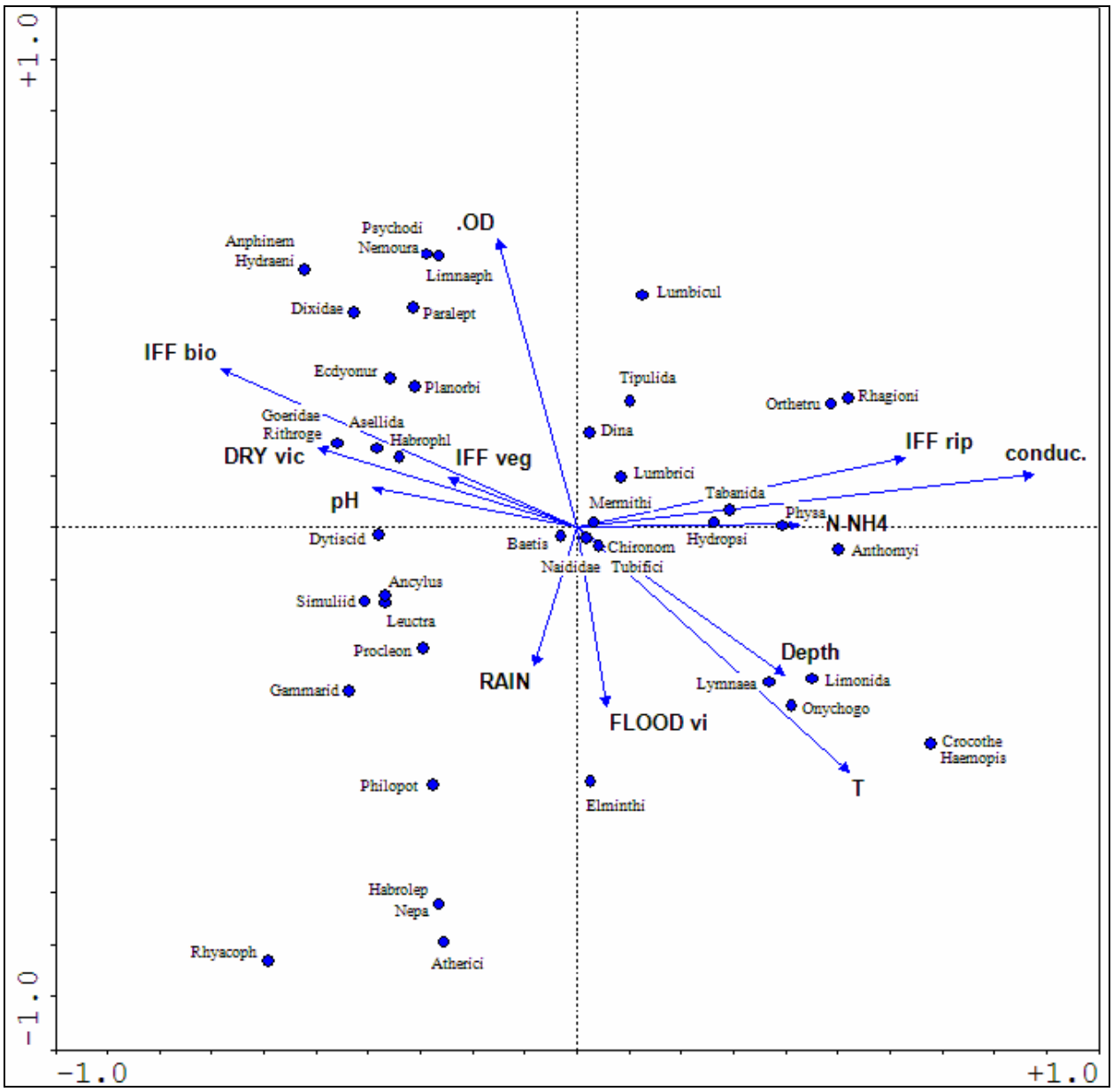


Figura 4.11 – Grafico biplot delle variabili ambientali e dei *taxa* rinvenuti.

L’analisi della correlazione tra variabili ambientali e specie bentoniche può essere effettuata anche utilizzando i dati quantitativi. Si può, cioè, analizzare una matrice che per singolo campionamento non riporti solo la presenza o assenza del *taxon*, ma, in caso di presenza, anche il numero di individui campionati (Tab. 4.11). E’ certamente questo un modo di procedere che permette di assegnare un peso specifico ad ogni specie per ogni combinazione di variabili ambientali, consentendo così di ottenere correlazioni più ponderate e, in generale, più valide. I possibili svantaggi della metodologia sono di due tipi: da un lato, la maggior complessità del monitoraggio, per

cui occorre prevedere l’asportazione in toto del campione e la determinazione tassonomica di ogni individuo presente (con aumento di costi e tempo); dall’altro, anche la “pesatura” della significatività di ogni singolo taxon attraverso il numero di individui può portare a errori di interpretazione se non si considera la massa pro capite come ulteriore elemento discriminante.

Il set di variabili ambientali utilizzato per la CCA effettuata con la matrice di presenza/assenza dei *taxa* è stata utilizzata per interpretare la matrice del numero di individui rinvenuti. I risultati sono raffigurati in Figg. 4.12 e 4.13.

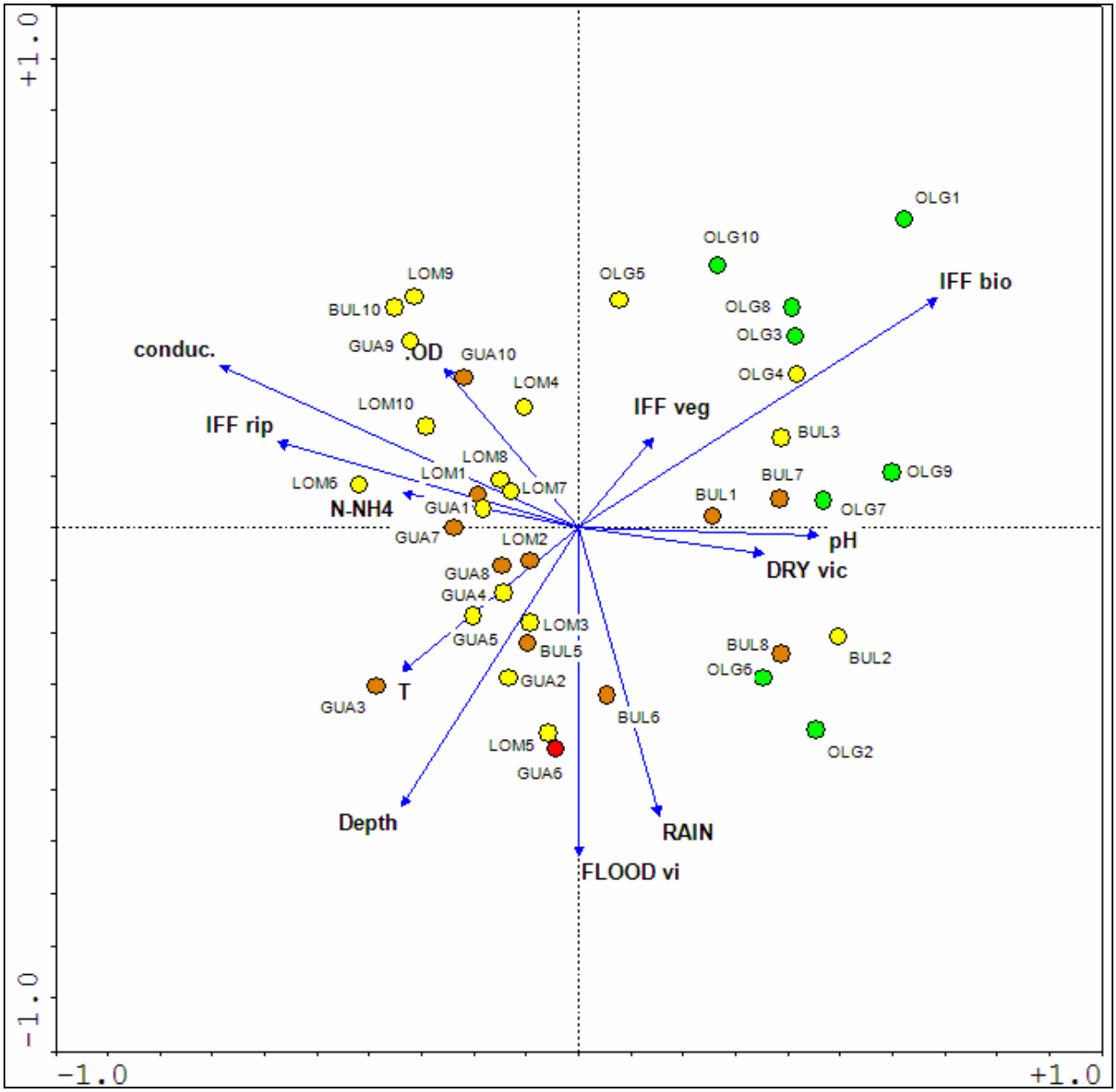


Figura 4.12 – Grafico biplot delle variabili ambientali e dei siti campionati. I colori delle stazioni sono riferiti alla classe di qualità IBE riscontrata.

Tabella 4.9 – Numero medio di individui campionato per ciascuna stazione

| **stazione** | **n. taxa** | **n. individui** | | | |
|---|---|---|---|---|---|
| | media | Media | min | max | dev.st. |
| OLGIATE | 12,3 | 375 | 194 | 580 | 149,1 |
| BULGARO | 7,9 | 516 | 53 | 1082 | 295,9 |
| GUANZATE | 7,8 | 1092 | 119 | 2601 | 696,5 |
| LOMAZZO | 7,8 | 502 | 100 | 844 | 237,7 |

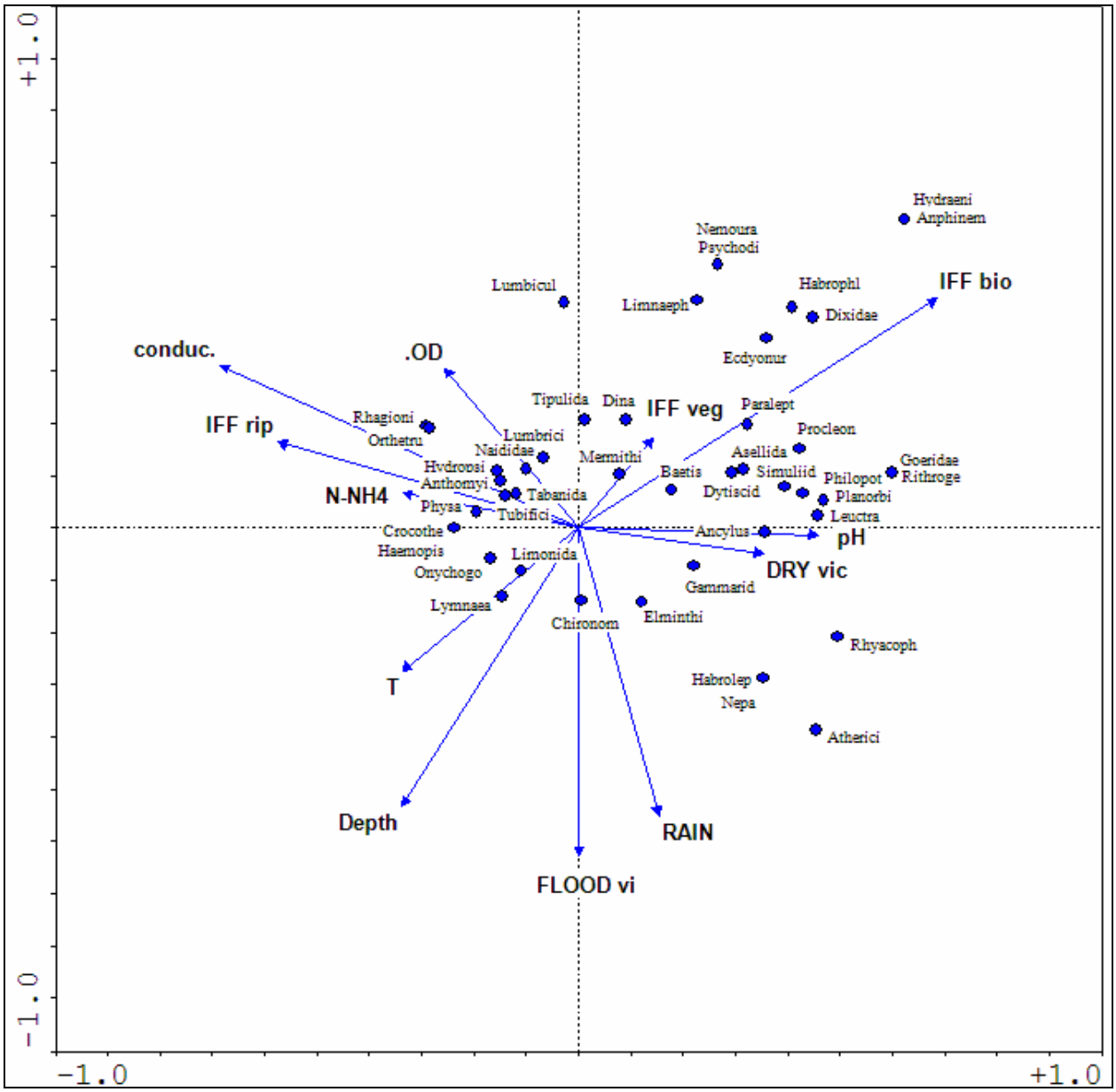


Figura 4.13 – Grafico biplot delle variabili ambientali e dei *taxa* rinvenuti

La disposizione dei siti rispetto alle variabili ambientali (Fig. 4.12) non appare molto diversa dall’analisi precedente: Bulgarograsso presenta i suoi minimi di valore IBE associati con gli eventi di secca, mentre la buona struttura morfologica delle sezioni e il contenuto in OD (sul secondo asse), consentono a Olgiate di mitigare gli effetti degli

eventi stessi. L'analisi della disposizione delle specie (Fig. 4.13), invece, consente alcune considerazioni aggiuntive. Innanzi tutto, le specie risultano tutte spostate verso la parte superiore del grafico, ponendosi quindi in antitesi rispetto agli eventi di piena: ciò lascia supporre che, dopo il passaggio di colmi di portata, la densità di individui per singolo *taxon* sia più colpita rispetto alla ricchezza in taxa. Il presupposto appare ragionevole se si pensa alla forza esercitata dall'aumento della portata e, dunque, dalla velocità della corrente, in grado di comportare un drift obbligato per molti degli individui componenti la comunità interessata. Un'altra notazione riguarda le specie ubiquitarie, che risultano spostate rispetto al centro e, dunque, maggiormente influenzate da alcune delle variabili ambientali. Se la loro presenza è piuttosto costante, il numero di individui varia: *Baetis* risulta più abbondante in acque pulite, mentre gli oligocheti mostrano una maggiore affinità per le variabili indicatrici dell'inquinamento organico, confermando così le loro ben note (Ghetti, 1997) caratteristiche di *taxa* non solo tolleranti, ma anche amanti dell'inquinamento.

## 4.2 SOSTANZE CHIMICHE PERICOLOSE E STATO AMBIENTALE DEL CORSO D'ACQUA (SACA)

### *4.2.1 Metalli pesanti*

#### 4.2.1.1 Zinco

Le concentrazioni di zinco (Fig.4.14) sono state mediamente superiori nel secondo semestre del 2006 rispetto al primo. In particolare, si osserva per la maggior parte delle stazioni un aumento nel tempo fino ad ottobre ed una diminuzione in novembre. Eccezion fatta per la stazione di Guanzate, i valori relativi a luglio sono confrontabili con quelle di giugno, mentre quelle di novembre sono in tutti i casi superiori a quelle misurate durante il primo semestre del 2006.

Il Limite Imperativo del D.Lgs.152/99 per le acque idonee alla vita dei salmonidi (i più restrittivi, pari a 300 μg/L) vengono superati in giugno nelle stazioni di Guanzate e Bulgorello e Lainate, quindi a valle dell'immissione degli effluenti dei tre impianti di depurazione, in luglio a Bregnano e Lainate e nei campionamenti successivi in tutte le stazioni.

#### 4.2.1.2 Nichel

Per il nichel (Fig.4.15), il Limite Imperativo indicato dal D.Lgs.152/99 per le acque idonee alla vita dei salmonidi (75 μg/L) viene rispettato solo nelle prime tre stazioni e nelle ultime due (Caronno Pertusella e Lainate) in giugno, in tutte in luglio e in novembre e solo a Guanzate e Lomazzo in settembre. Concentrazioni inferiori a quelle indicati dal DM 367/2003 per il 2008 e il 2015 (rispettivamente 3 e 1,3 μg/L) si misurano solo nelle prime tre stazioni in giugno, settembre e novembre. Va peraltro ricordato che a luglio queste si trovavano in secca e che in settembre, ottobre e novembre erano in secca le stazioni di Lurate Caccivio e Bulgarograsso.

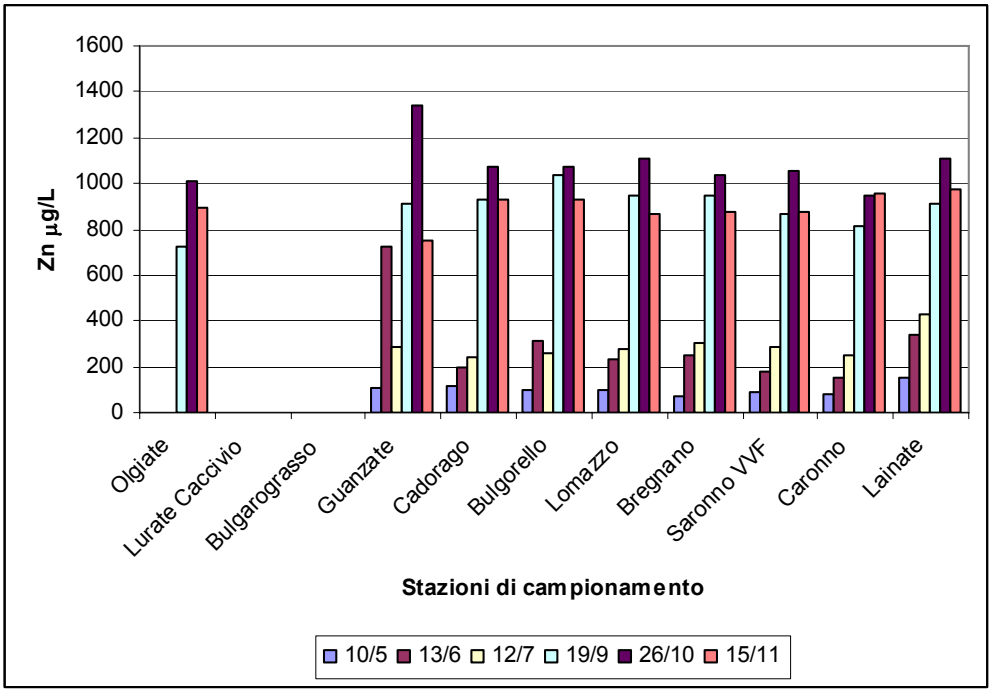


Figura 4.14 – Andamento delle concentrazioni di zinco (μg Zn/L) lungo l'asta del Lura nel 2006.

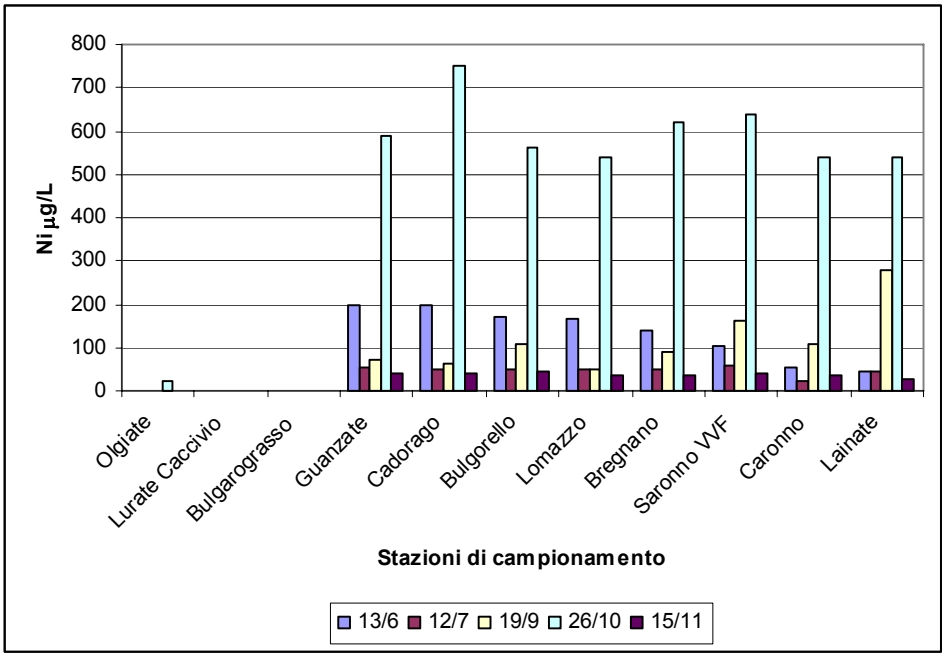


Figura 4.15 – Andamento delle concentrazioni di nichel (µg Ni/L) lungo l'asta del Lura nel 2006.

#### 4.2.1.3 Cromo

Come di consueto, le concentrazioni minime si osservano nelle prime tre stazioni, quando si rileva la presenza di acqua, dove viene rispettato anche il limite al 2008 del D.M. 367/2003 (4 µg/L) (Fig. 4.16).

Nei restanti casi, la distribuzione lungo l'asta del Lura è anomala: in generale, si osserva una diminuzione delle concentrazioni da Lomazzo a Lainate che fa sì che, in tale tratto, fino a settembre sia rispettato nella maggior parte dei casi il Limite Imperativo per il cromo stabilito dal D.Lgs. 152/99 per le acque idonee alla vita dei Salmonidi, pari a 20 □g/L (il Valore Guida non è previsto).

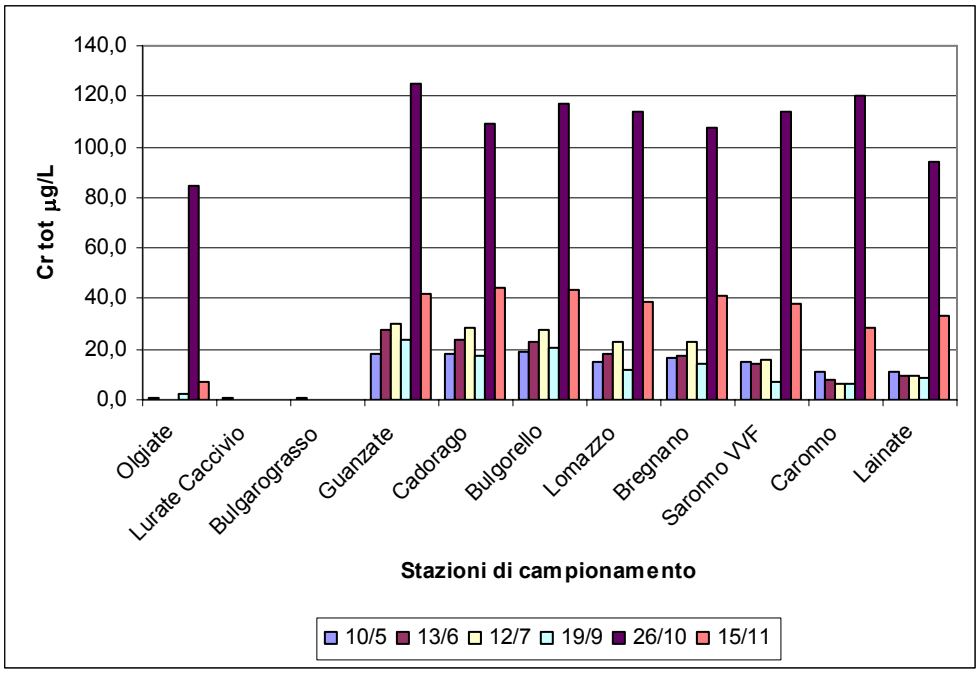


Figura 4.16 – Andamento delle concentrazioni di cromo totale (µg Cr/L) lungo l'asta del Lura nel 2006.

#### 4.2.1.4 Rame

Per il rame, per il quale, come per lo zinco, non è stato fissato alcun limite dal D.M. 367/2003, in tutti i casi le concentrazioni sono inferiori o alle indicazioni del D.Lgs.152/99 per le acque idonee alla vita dei salmonidi (40 µg/L) (Fig.4.17) o superiori in misura irrilevante (a Guanzate, in settembre e in novembre).

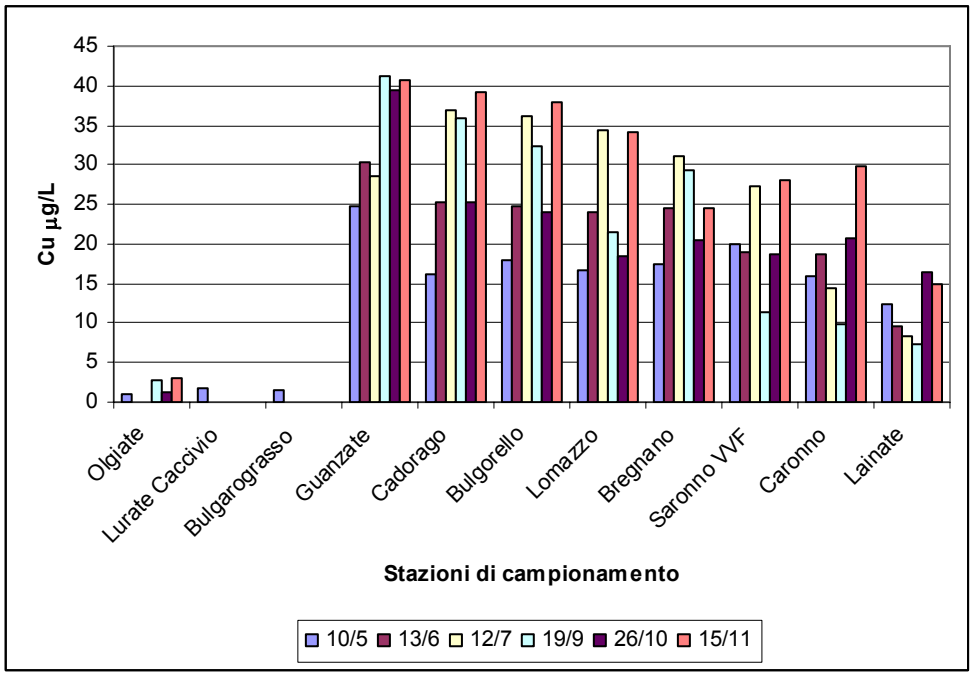


Figura 4.17 – Andamento delle concentrazioni di rame (µg Cu/L) lungo l'asta del Lura nel 2006.

#### 4.2.1.5 Cadmio

Il cadmio si mantiene sempre su livelli compatibili con quanto indicato dal D.Lgs.152/99 come Valore Guida per le acque idonee alla vita dei salmonidi (0,2 μg/L); fa eccezione solo un dato riscontrato a Guanzate in luglio (0,3 μg/L). In diversi casi viene rispettato anche il limite di 0,1 μg/L indicato dal D.M.367/2003 per il 2015 (Fig.4.18).

#### 4.2.1.6 Piombo

Anche le concentrazioni di piombo sono risultate sempre ben al di sotto del limite imperativo (l'unico indicato) del D.Lgs. 152/99 (10 μg/L) per le acque idonee alla vita dei Salmonidi (Fig.4.19). Il valore stabilito dal D.M. 367/2003 per il 2016 (0,4μg/L) viene rispettato solo nelle prime tre stazioni e l'ultima (Lainate) è risultata conforme al limite per il 2008 (2 μg/L) nei campionamenti di giugno, luglio e settembre.

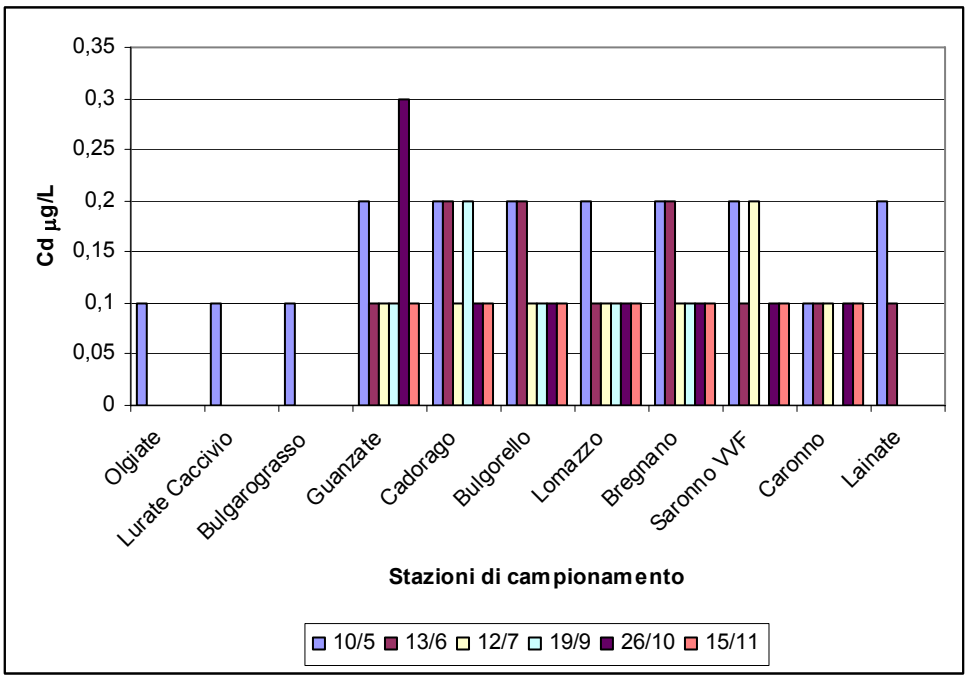


Figura 4.18 – Andamento delle concentrazioni di cadmio (μg Cd/L) lungo l'asta del Lura nel 2006.

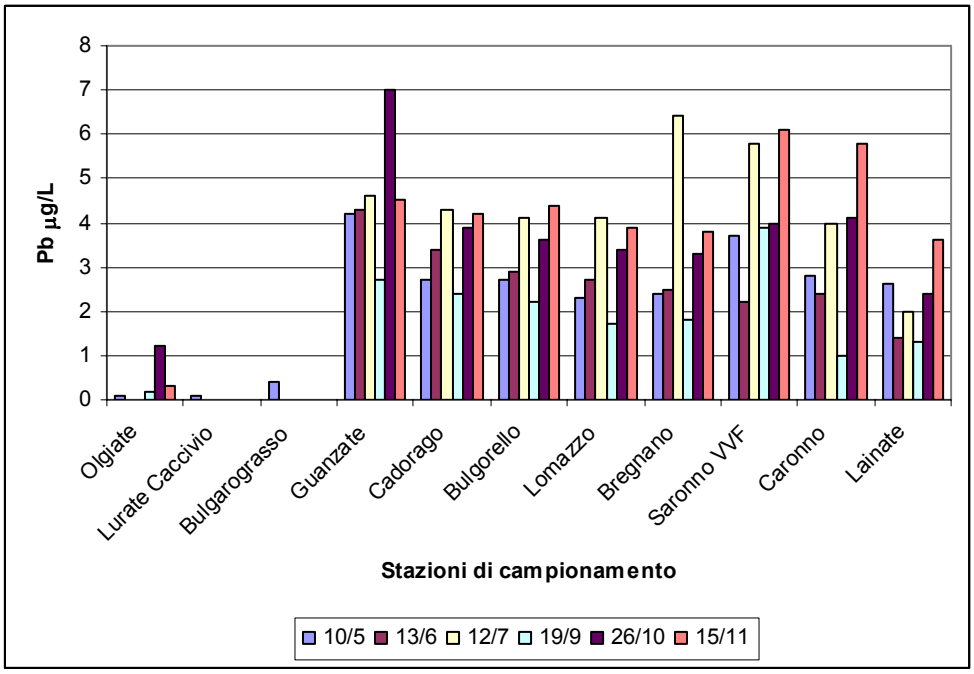


Figura 4.19 – Andamento delle concentrazioni di piombo (µg Pb/L) lungo l'asta del Lura nel 2006.

### *4.2.2 Pesticidi*

Anche per i pesticidi, i dati disponibili, finora, sono pochi, ma si sono comunque individuati aspetti degni di commento nell'andamento dei composti analizzati.

La simazina e l'atrazina, il cui uso in Italia è stato bandito dagli anni '90, si comportano similarmente, con aumento delle concentrazioni in corrispondenza delle stazione di Guanzate (stazione 4), subito a valle dell'impianto di depurazione di Bulgarograsso (Figg. 4.20 e 4.21). Tali incrementi sono presumibilmente imputabili all'adduzione alla rete fognaria, e quindi agli impianti di depurazione, delle acque di ruscellamento superficiale e, quindi, del carico proveniente dal dilavamento da superfici agricole e urbanizzate. Anche in questo caso, come già si è detto a proposito dei metalli, si osservano gli effetti del passaggio di una parte di carico diffuso a carico puntuale. A questo si aggiunga il fatto che i fitofarmaci sono normalmente caratterizzati da bassa idrosolubilità e si accumulano quindi in parte nei sedimenti di fondo delle condotte che, soprattutto in occasione di eventi meteorici di notevole intensità, vengono risospesi e scaricati nel torrente. Tale situazione risulta chiaramente dagli aumenti di concentrazione osservati il 5 aprile 2006 e il 10 maggio 2006 subito a valle dell'impianto di depurazione Alto Lura., dove si raggiungono valori di gran lunga al di sopra dei limiti

di legge: 0,92 μg/L e 1,41 μg/L per l'atrazina e 0,52 μg/L e 0,74 μg/L per la simazina. I campioni prelevati il 24 aprile 2006 sono caratterizzati da concentrazioni inferiori, benchè sempre rilevabili. In prossimità delle stazione di Bulgorello si osserva, invece, una diminuzione delle concentrazioni di entrambe le sostanze, dovuta probabilmente ad un incremento delle portate nel torrente a seguito dell'immissione del Livescia, maggior affluente del Lura.

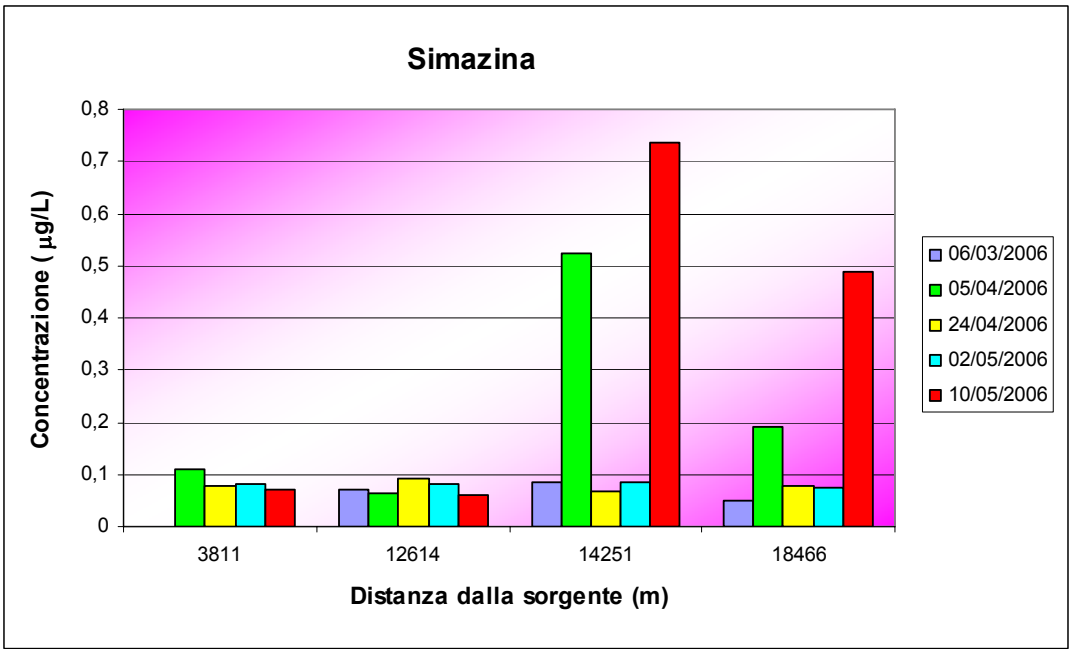


Figura 4.20 – Concentrazioni di simazina nei campioni prelevati nelle 4 stazioni

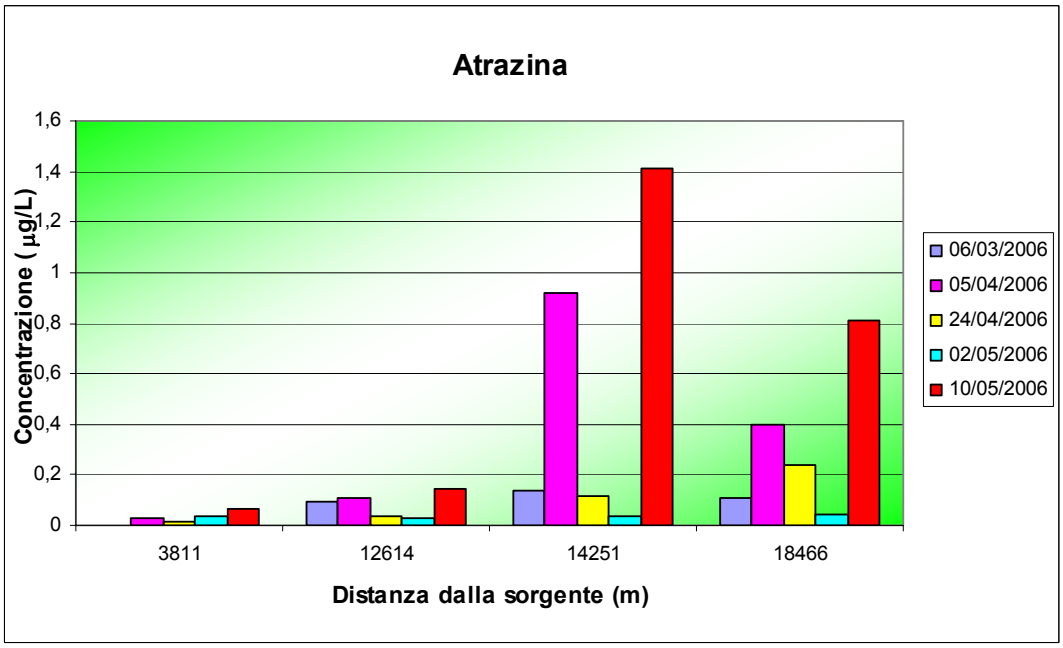


Figura 4.21 – Concentrazioni di atrazina nei campioni prelevati nelle 4 stazioni

La terbutilazina, erbicida ancora in uso per il diserbo di piante infestanti soprattutto nelle coltivazioni di mais e sorgo, presenta un analogo comportamento, aumentando sempre in corrispondenza della stazione di Guanzate.

A differenza delle sopracitate triazine, vengono rilevati valori elevati di concentrazione di terbutilazina anche in corrispondenza delle stazioni a monte degli impianti di depurazione, dove la qualità delle acque del torrente dovrebbe essere migliore. In prossimità di tali stazioni si ravvisa, infatti, la presenza di zone a vocazione sia urbana che agricola e i valori rilevati potrebbero essere imputati alle caratteristiche miste del bacino. Il composto potrebbe giungere al torrente sia attraverso il ruscellamento superficiale della porzione residua a vocazione agricola e boschiva, sia attraverso i numerosi scarichi meteorici presenti lungo il corpo idrico che raccolgono le acque di dilavamento della superficie urbana.

Si ravvisa, inoltre, un abbassamento delle concentrazioni relative a tutte le date di campionamento alla stazione di Bulgorello, a monte della quale si immette il Livescia, garantendo un aumento delle portate e, quindi, del potere diluente del Lura. I valori misurati durante l'indagine sono riportati in Fig.4.22.

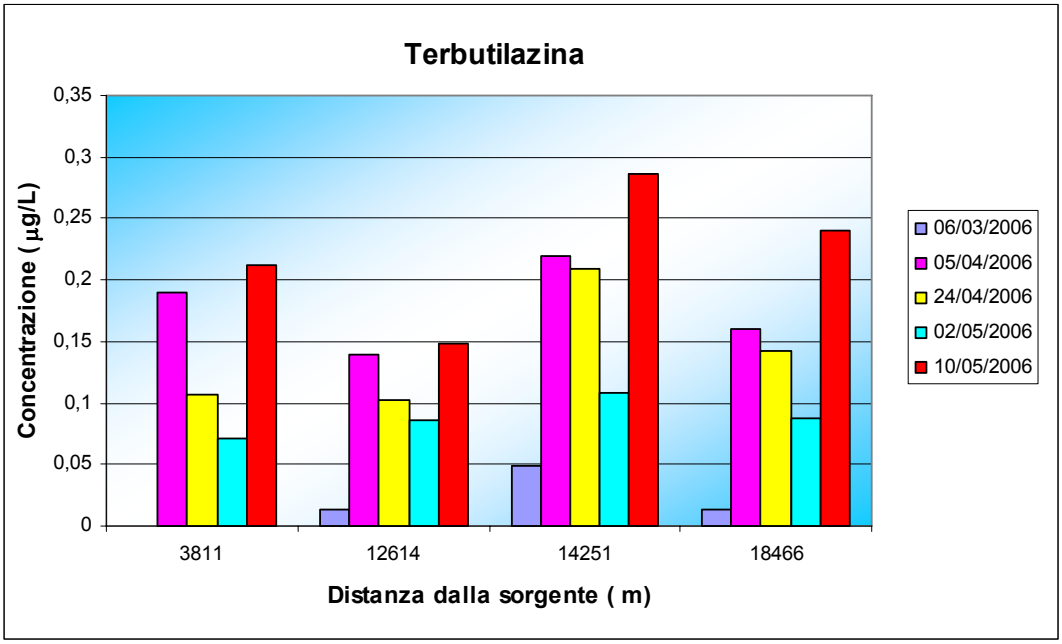


Figura 4.22 – Concentrazioni di terbutilazina nei campioni prelevati nelle 4 stazioni

Le concentrazioni di bromacil, diserbante impiegato nella zona, in passato, per il trattamento delle massicciate ferroviarie, si discosta da quello delle triazine, aumentando, per i campionamenti effettuati, sempre in corrispondenza della stazione di Bulgorello, in prossimità della linea ferroviaria FNM Milano-Como. Sembra infatti che le

FNM abbiano utilizzato il bromacil per lungo tempo come diserbante nella pulizia delle proprie massicciate ferroviarie, verosimilmente impregnando le traversine e il terreno della sostanza, che è dunque disponibile in quantità significative nel torrente soprattutto in corrispondenza delle piogge. Pertanto, a fianco del meccanismo di dilavamento dal suolo e convogliamento delle acque di risulta ai collettori fognari, che caratterizza la contaminazione per le triazine, si osserva, per il bromacil, una quota di apporto da dilavamento diretto verso il ricettore in funzione della prossimità della ferrovie dal corso d'acqua. Pertanto, l'aumento di concentrazione verso valle non è caratterizzato da un solo picco in corrispondenza dell'immissione dell'effluente dell'impianto di depurazione Alto Lura, ma continua fino a raggiungere i massimi dove la linea ferroviaria si trova alla minima distanza dall'alveo. In Fig. 4.23 si nota chiaramente come il bromacil non sia presente nelle acque del torrente in corrispondenza della stazione di Olgiate.

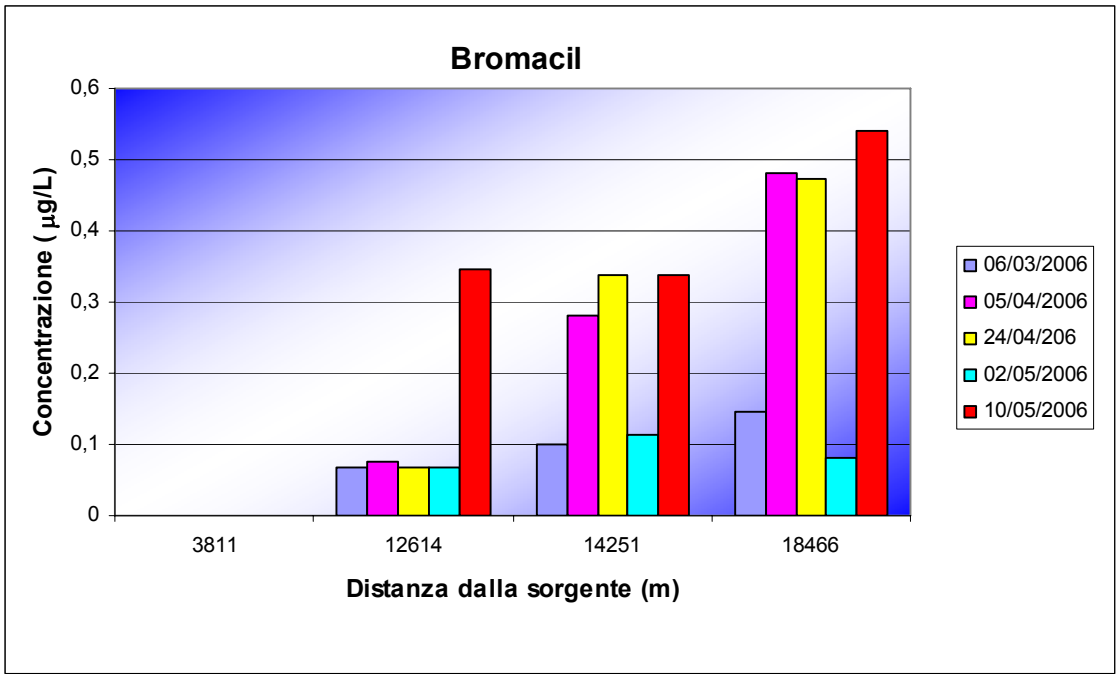


Figura 4.23 – Concentrazioni di bromacil nei campioni prelevati nelle 4 stazioni

La concentrazione di tale parametro tende poi a salire fino a raggiungere i massimi valori (esempio, 0,54 µg/L del 10 maggio 2006) in prossimità della stazione di Bulgorello.Unica eccezione è rappresentata dal campionamento effettuato il 2 maggio 2006. In questo caso la concentrazione di bromacil si mantiene più o meno costante lungo tutto il tratto dell'asta fluviale considerato, senza alcun incremento degno di nota a valle degli impianti di depurazione. Va peraltro ricordato che in tale data, caratterizzata da tempo piovoso, il dilavamento diretto dal terrreno può essere stato più

significativo. Appare anomalo il picco rilevato il 10 maggio 2006 nella stazione di Bulgarograsso. A proposito degli andamenti, si deve comunque prendere in considerazione anche il fatto che nelle acque di falda si rilevano regolarmente concentrazioni elevate di pesticidi (e in particolare di Bromacil) e che non si possono escludere fenomeni di scambio tra acque superficiali e sotterranee, in particolare in corrispondenza delle piogge, la cui influenza, attualmente, non è ancora quantificabile e circostanziabile.

### *4.2.3 Idrocarburi Policiclici Aromatici (IPA)*

Gli IPA sono stati determinati sui campioni prelevati il 26 ottobre e il 15 novembre nelle principali stazioni (la stazione di Bulgarograsso era in secca in entrambi i casi) (Figg.4.20 e 4.21).

Non si può attualmente individuare un andamento lungo l'asta del Lura, essendo le concentrazioni variabili in modo irregolare sia, appunto, tra le diverse stazioni sia tra i due campionamenti. L'unico elemento ricorrente è il fatto che le concentrazioni minime osservate sono quelle relative all'antracene.

In base ai dati finora prodotti, comunque, si deve osservare che il limite attualmente vigente per gli IPA totali, molto superiore a quelli indicati in precedenza, non viene praticamente mai rispettato. Inutile dire che se si considerano i limiti indicati dal D.M. 367/2003 i superamenti sono quasi la regola, eccezion fatta per l'antracene. Valori conformi alle indicazioni di cui sopra sono stati occasionalmente rilevati anche per fluorantene e naftalene.

Benchè non si disponga di dati relativi ad un monitoraggio regolare e di lunga durata, in base al quale poter effettuare corrette elaborazioini statistiche, si deve comunque rilevare che le concentrazioini rilevate per le sostanze pericolose indagate sono state spesso elevate e tali da confermare il cattivo stato di qualità delle acque del Lura. La classificazione dello Stato Ambientale edl Corso d'Acqua (SACA, secondo il D.Lgs.152/99) le attribuirebbe ad un livello Scadente per l'eccessiva presenza di alcune delle sostanze pericolose analizzate in tutte le stazio. Nel caso di Olgiate Comasco (la stazione più a monte), ove l'iniseme di LIM e IBE consentirebbero una classificazione migliore, tale classificazione deriverebbe, se i dati finora ottenuti venissero confermati a lungo termine, dalle elevate concentrazioni di IPA.

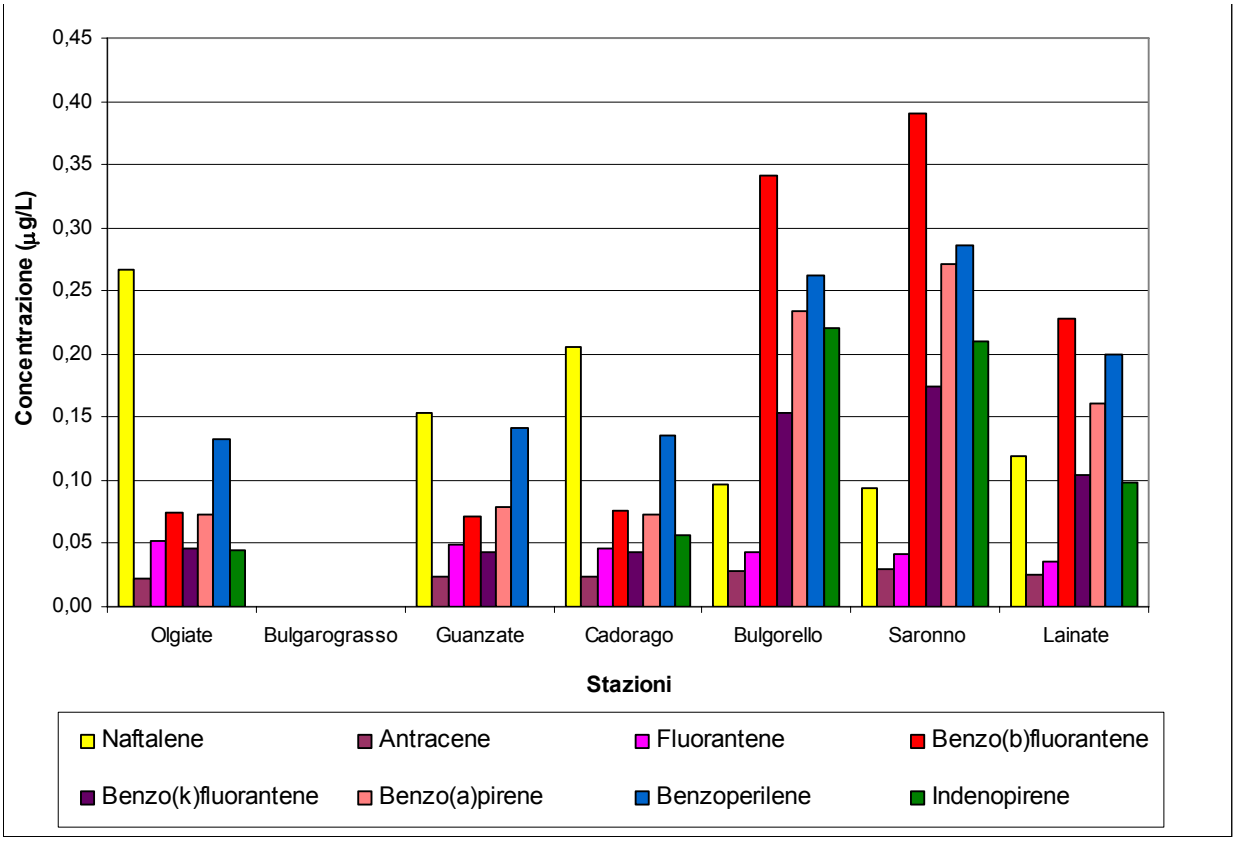


Figura 4.24 – Concentrazioni di IPA rilevate in alcune stazioni di campionamento il 26 ottobre 2006

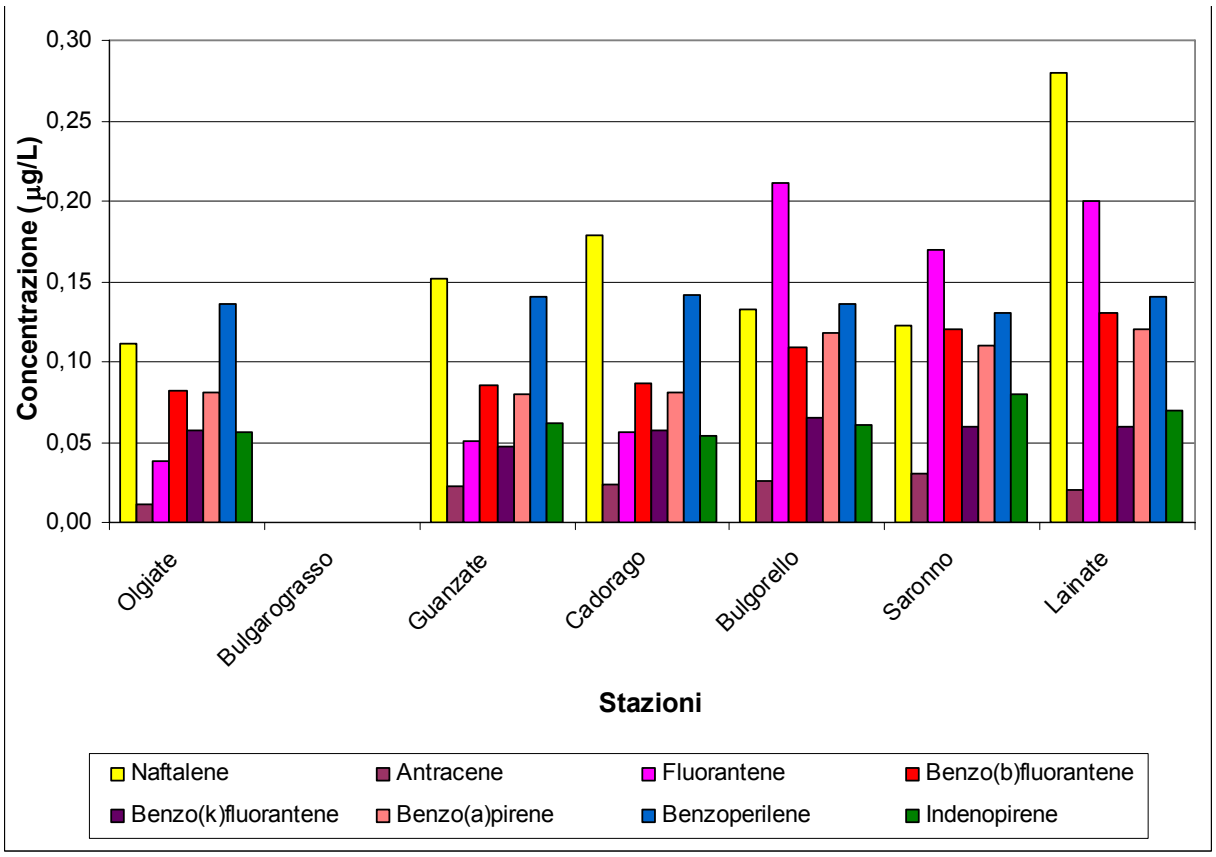


Figura 4.25 – Concentrazioni di IPA rilevate in alcune stazioni di campionamento il 15 novembre 2006

## 4.3 TEST DI TOSSICITÀ

Il Test ROTAS è stato eseguito, come precedentemente spiegato, su campioni di acqua, sedimento e terreno prelevati in tre stazioni: Guanzate, Bulgorello e Bregnano, poste in un area sottoposta al progetto di realizzazione di vasche di laminazione per il contenimento delle piene.

Sono state realizzate tre repliche per ogni campione, rapportando i dati ottenuti al bianco (controllo negativo) e confrontandoli con il controllo positivo.

Nelle figure è stata riportata la media, espressa in percentuale, dei valori di luminescenza delle tre repliche di ogni campione, rilevata al quindicesimo minuto. SEM indica l’errore riportato come Errore Standard della Media (Standard Error of Mean).

Occorre precisare che una correlazione lineare tra effetto misurato (diminuzione o aumento di bioluminescenza) e concentrazione di un campione è estremamente difficile da determinare per quanto riguarda campioni non puri, infatti, raddoppiando la concentrazione iniziale non si assiste necessariamente ad un dimezzamento dell’emissione luminosa. Tuttavia, l’introduzione di questo parametro ci consente di avere un’indicazione più realistica del contenuto di sostanza iniziale dal punto di vista qualitativo e quantitativo. Infatti, è possibile che un effetto maggiore o minore all’interno delle repliche dello stesso campione, oppure in campionamenti successivi, sia da attribuire ad un maggiore quantitativo presente nella siringa di estrazione.

### *4.3.1 Matrici liquide*

I dati ottenuti con i campioni di acqua indicano, in tutti i campionamenti, una discreta biostimolazione (ormesi), come si osserva in Fig. 4.22. Tale fenomeno potrebbe dipendere sia dalla forte presenza di nutrienti sia dall'effetto di basse concentrazioni di sostanze tossiche e non risulta pertanto in nessun caso allarmante.

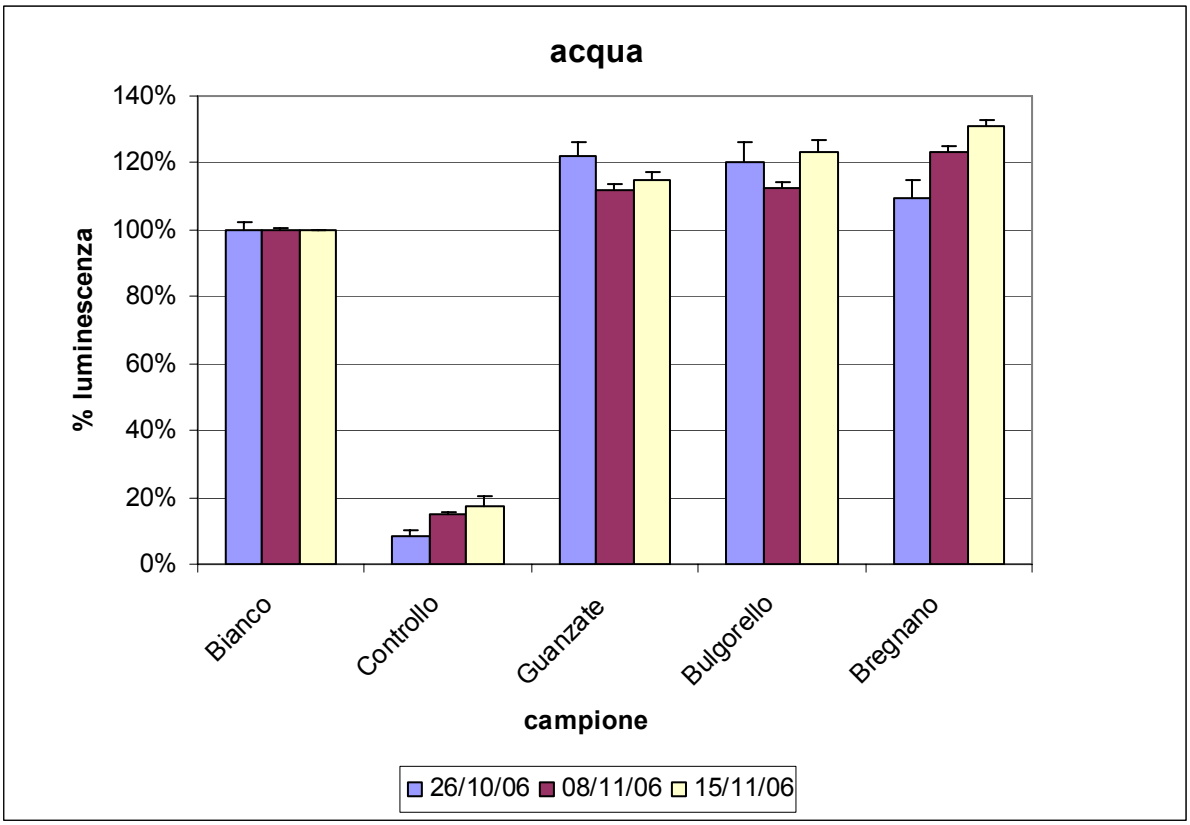


Figura 4.26 – Percentuale media di bioluminescenza emessa dai campioni d'acqua dopo 15 minuti e confronto con il controllo positivo e con quello negativo

### *4.3.2 Matrici solide*

L'analisi dei campioni solidi è stata messa in atto per valutare, nel caso dei sedimenti, se la contaminazione idrica avesse determinato una conseguente contaminazione degli stessi tale da compromettere l'ecosistema acquatico, e nel caso dei terreni circostanti soggetti a periodiche esondazioni, si è valutato se è avvenuto un trasferimento della contaminazione dall'ambiente acquatico all' ecosistema terrestre.

Il test è stato eseguito adottando processi di estrazione specifici per le diverse tipologie di composti potenzialmente tossici.

#### 4.3.2.1 Lisciviati

Questo test denota una situazione abbastanza stabile attorno ai valori di bianco in quasi tutti i campionamenti, evidenziando una presenza trascurabile di sostanze tossiche solubili in acqua (Fig.4.23). In entrambi i campionamenti di novembre, i sedimenti di Guanzate rilevano una discreta biostimolazione, ed una condizione piuttosto siimile è emersa nei sedimenti delle altre due stazioni considerate.

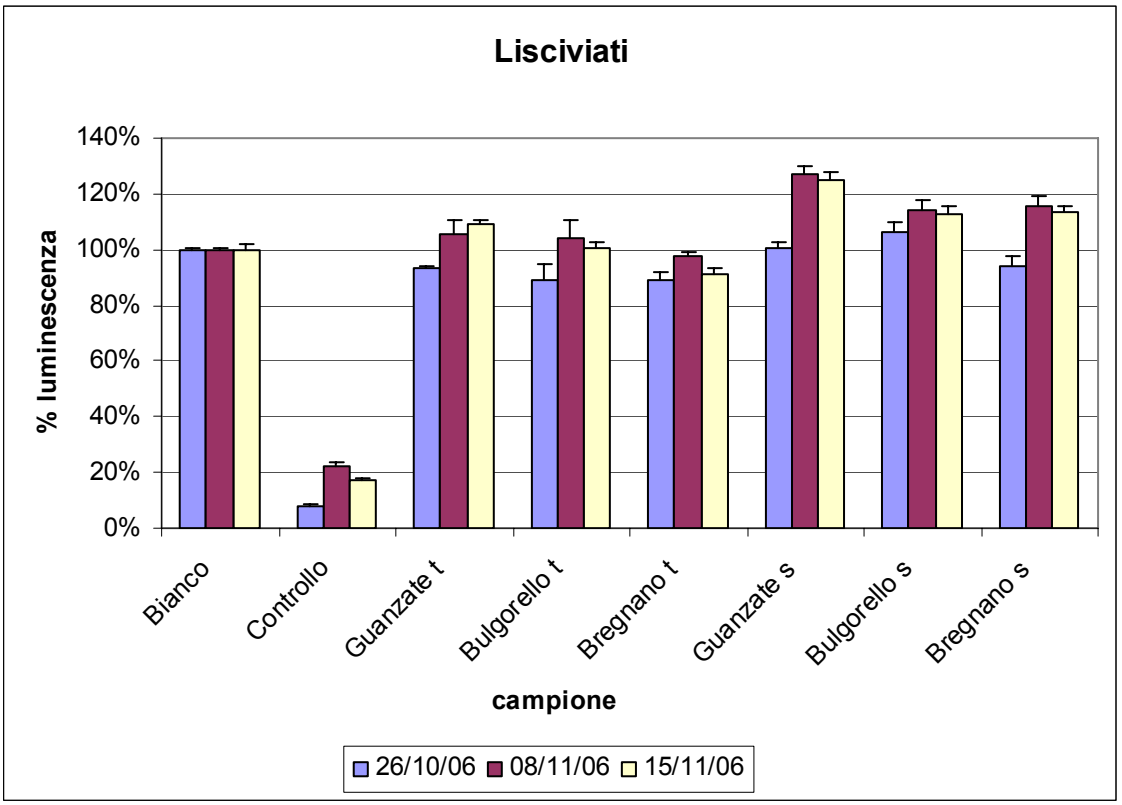


Figura 4.27 – Percentuale media di bioluminescenza emessa dai lisciviati dei campioni solidi dopo 15 minuti e confronto con il controllo positivo e con quello negativo

#### 4.3.2.2 Componente organica

Anche l'istogramma relativo alla componente organica (Fig.4.24) mostra valori piuttosto stabili in tutti i campionamenti, molto simili al bianco, corrispondenti quindi all'assenza (o ad una presenza trascurabile) di sostanza tossica di natura organica.

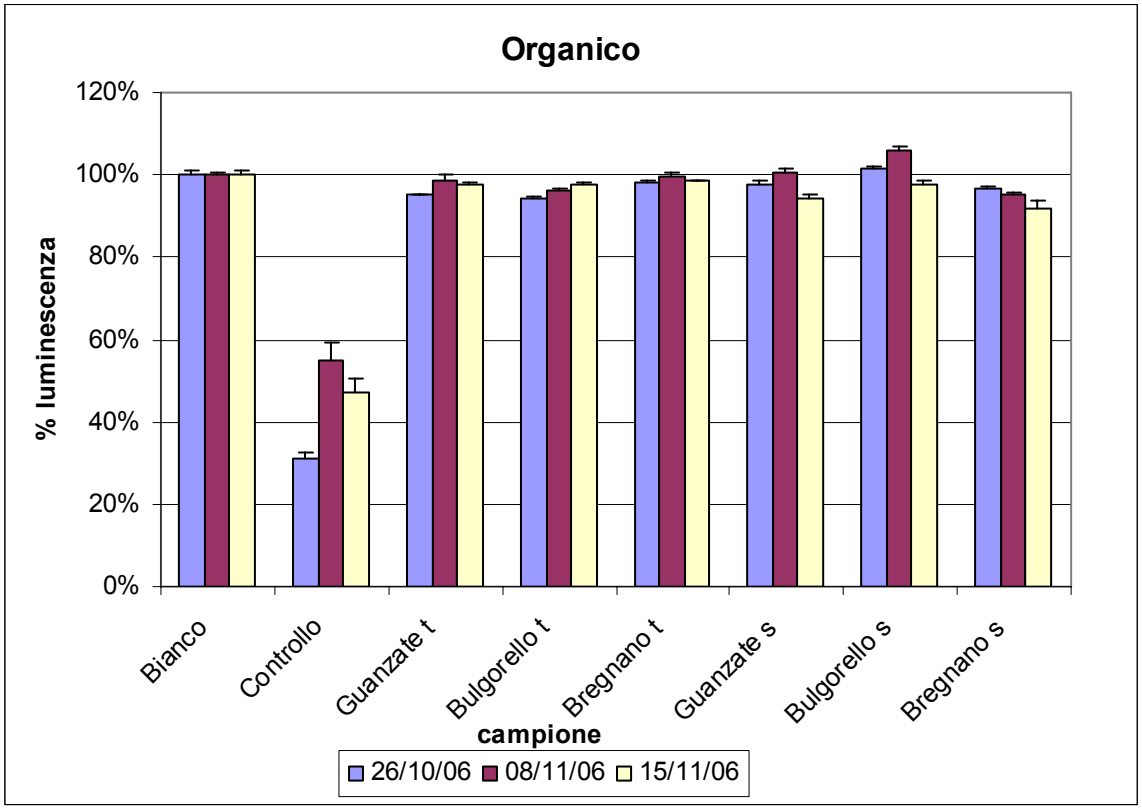


Figura 4.28 – Percentuale media di bioluminescenza emessa dalla componente organica dei campioni solidi dopo 15 minuti e confronto con il controllo positivo e con quello negativo

#### 4.3.2.3 Metalli

Il test ROTAS ha evidenziato una riduzione della bioluminescenza talvolta significativa e di entità molto variabile ad opera dei metalli presenti dei sedimenti (Fig.4.25). L'analisi sui sedimenti di Guanzate prelevati il 26 ottobre e il 15 novembre mostra, nel primo caso una bioluminescenza analoga a quella del bianco e nel secondo una discreta biostimolazione, mentre la componente metallica del campione prelevato l'8 novembre induce una certa tossicità. Nonostante la variabilità dei dati, una certa tossicità si osserva anche per la componente metallica dei sedimenti di Bregnano, mentre l'effetto dei campioni prelevati a Bulgorello è da ritenersi appena rilevabile.

Per quanto riguarda i terreni, a Bregnano da un campionamento all'altro si passa da situazioni di tossicità piuttosto marcata (26/10/2006) a tossicità poco più che rilevabile

(8/11/2006) ad assenza di effetto (15/11/2006). Anche i dati relativi agli altri campioni, comunque, sono stati caratterizzati da una forte variabilità.

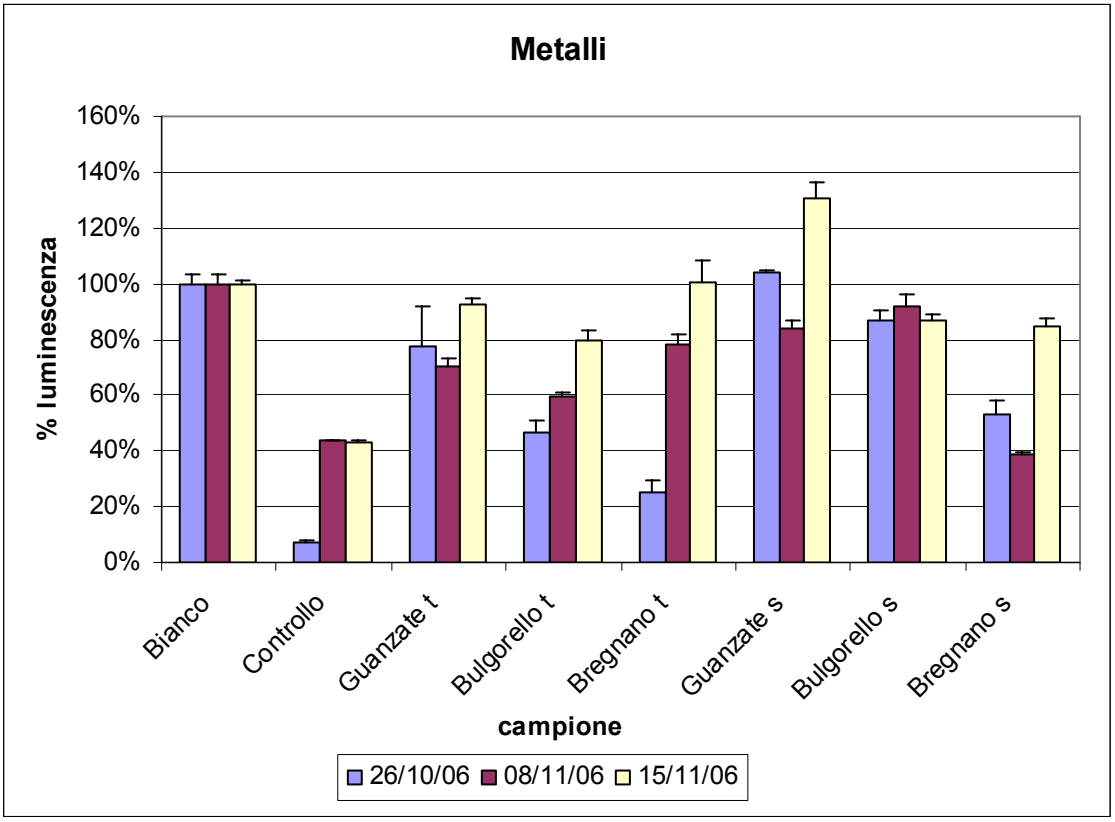


Figura 4.29 – Percentuale media di bioluminescenza emessa dalla componente metallica dei campioni solidi dopo 15 minuti e confronto con il controllo positivo e con quello negativo

## 4.4 MONITORAGGI - CONCLUSIONI

Le indagini condotte, mirate alla definizione della qualità delle acque del torrente Lura, hanno evidenziato uno stato di forte compromissione riscontrabile sia dai valori assunti dai principali macrodescrittori, sia dalla destrutturazione della comunità macrobentonica, sia dalla presenza di sostanze pericolose.

Le modificazioni morfologiche dell'alveo e delle sue rive concorrono alla compromissione generale dell'ambiente che risparmia solo alcuni tratti nei quali ancora, nonostante la cattiva qualità dell'acqua, l'habitat presenta caratteristiche di buona naturalità.

Nonostante questo, i test di tossicità realizzati non hanno evidenziato situazioni di probabile rischio acuto. Si tratta di indicazioni preliminari, dato il basso numero di

campioni analizzati ed il fatto che è stato effettuato un solo tipo di saggio tossicologico, che comunque hanno la loro validità.

D’altra parte, il bacino del Lura ricade nell’areale pedemontano lombardo, zona di massima espansione urbana e industriale del Nord Italia, dove la pressione sui corpi idrici è più massiccia e si esplica in varie forme, coinvolgendo la qualità dell’acqua, i regimi idraulici e la morfologia degli habitat fluviali.

Una tipologia diffusa di corpi idrici alterati, cui è riconducibile la situazione del Lura, riguarda corsi d’acqua piccoli, che nel contesto urbano assumono caratteristiche tali da essere definiti (Schmidt, 1993) *effluent-dominated streams*, o torrenti a prevalenza di effluenti di impianti di depurazione. La scarsa qualità dell’acqua, disfunzione assiomaticamente definita già nel nome, non è l’unica delle problematiche ad essi connessa, che possono invece essere riassunte seguendo quanto precisato da Brooks *et al*. (2006). Si rileva che: (1) gli ecosistemi “di riferimento” a monte delle aree impattate, normalmente utilizzati per quantificare le alterazioni a valle, sono di difficile localizzazione o non esistono; (2) I criteri per delineare la qualità dell’acqua sono influenzati da condizioni sito-specifiche del torrente e dall’uso del suolo; (3) Gli effluent-dominated streams rappresentano lo scenario di “caso peggiore” al fine di valutare e predire le risposte delle biocenosi acquatiche ai contaminanti e alle alterazioni emergenti; (4) la scarsità di portate e le secche spesso precludono la possibilità di attuare un biomonitoraggio efficiente e di comprendere le dinamiche dell’ecologia funzionale; (5) le caratteristiche qualitative, anche fisiche, dell’ambiente fluviale sono profondamente alterate dalla pressione antropica e dal susseguente ingresso di effluenti dagli impianti di depurazione. Di conseguenza, la comprensione delle dinamiche biologiche ed ecologiche è resa possibile solo se si considerano varie classi di variabili. Boyle & Fraleigh (2003) ne ricordano almeno tre: (1) la scarsità delle portate, per via dell’abbassamento delle falde, del collettamento di ampie superfici impermeabilizzate e del cambiamento nella morfologia degli alvei, (2) la composizione chimica degli effluenti e la disponibilità di portate diluenti e (3) le piene originanti dalla stagionalità delle precipitazioni.

I risultati ottenuti permettono di affermare che le perturbazioni che più profondamente modificano la funzionalità ecosistemica del corpo idrico studiato, classificabile sottto i diversi aspetti come fortemente alterato, sono di tipo *pulse*, benché normalmente i parametri ambientali monitorati definiscano più compiutamente le alterazioni di tipo

*press*. In accordo con quanto definito da Bender *et al*. (1984), una perturbazione *pulse* è un evento relativamente istantaneo che comporta disequilibri dopo i quali l’ambiente recupera, tornando verso lo stato originario. Viceversa, una perturbazione *press* è un’alterazione che dura stabilmente nel tempo, portando le comunità biotiche alla ricerca di equilibri nuovi. Il confine tra le due tipologie non è mai netto, ed occorre ricordare che la difficoltà nelle correlazioni può essere massima per la presenza contemporanea di più perturbazioni *pulse*, in grado di occultare vicendevolmente il proprio contributo specifico, con perturbazioni *press*, che possono costituire un problematico “rumore di fondo” e aver causato, ben prima del sopraggiungere degli eventi *pulse*, l’instaurarsi di equilibri molto diversi da eventuali situazioni “di riferimento”.
A livello funzionale, le stazioni peggiori non sono risultate quelle più inquinate o morfologicamente meno strutturate, ma quelle più soggette a perturbazioni incostanti e distruttive quali secche o piene, spesso in un ambiente sotto altri aspetti di elevata qualità (come si rileva, tipicamente, nella stazione di Bulgarograsso).
Le caratteristiche del regime idraulico, associate alla minor o maggior capacità del substrato di offrire habitat e dunque di lenire gli effetti negativi delle pressioni *pulse*, sono dunque fondamentali, mentre il ruolo della componente di alterazione della qualità dell’acqua necessita di ulteriori puntualizzazioni. Per quel che riguarda quest’ultimo elemento, alla luce di quanto detto precedentemente, occorre distinguere due tipologie di azione. L’analisi multivariata ha, infatti, mostrato come non tutti i parametri descrittori dell’inquinamento concorrano in maniera analoga a definire le caratteristiche ecosistemiche delle biocenosi studiate. I valori di azoto ammoniacale e, in misura minore, di COD sono infatti stati associati a perturbazioni *pulse* quali le piene (per l’azione degli sfioratori di piena), ma non solo. Lo sversamento di azoto ammoniacale è di per sé, anche non in presenza di piene, una perturbazione *pulse* esso stesso, in grado di esercitare un effetto tossico diretto (o indiretto per consumo di ossigeno disciolto nel processo di ossidazione a nitrato) proporzionale alla concentrazione raggiunta. Viceversa, si è evidenziato come le concentrazioni di nitrati, fosforo e, generalmente, sostanza organica, associati anche ai valori di conducibilità, si siano configurate come indicatori di una più generale perturbazione *press*, che oltretutto comporta, come già puntualizzato in Nedeau *et al*. (2003), la presenza di un deflusso minimo garantito in alveo, dato dall’effluente degli impianti di depurazione, che, di fatto, diminuisce il numero e la magnitudo delle pressioni *pulse*.

Per quanto riguarda la funzionalità ecosistemica, l'influenza maggiore è esercitata dal regime idraulico. Numerosi studi hanno stabilito, nel corso degli anni, che la correlazione principale tra una data specie o un dato tratto fisiologico con l'ambiente circostante (anche al netto di fenomeni perturbativi) è data da velocità della corrente, profondità e granulometria del substrato (tra gli altri, cfr. Gore, 1978; Mérigoux & Dolédec, 2004; Beauger *et al*., 2006). Tendenzialmente, la qualità delle comunità tende a diminuire principalmente sulla base della diminuzione della velocità, che influenza indirettamente anche il substrato attraverso i cicli di erosione e deposizione. Gli studi condotti nell'ambito della presente ricerca sul torrente Lura, pur basandosi su variabili ambientali meno specifiche (velocità e altezze medie dell'intero transetto), confermano tali indicazioni. La situazione è aggravata dal fatto che a fenomeni di scarsità d'acqua e ad eventi prolungati di secca vera e propria, almeno in alcuni tratti del torrente, si succedono piene improvvise.

Boulton (2003) diversifica l'effetto di tali eventi in funzione della durata: fenomeni di secca di pochi giorni, in presenza di pozze d'acqua residua e rivoli, pur comportando profondi mutamenti nella struttura delle comunità che si reinsedieranno successivamente, non comportano effetti evidenti quanto eventi più prolungati. In tali casi, la mancata ricolonizzazione da parte di specie non dotate di accorgimenti fisiologici per resistere ad eventi catastrofici di tal fatta porta ad assenze che possono perdurare a lungo (anche anni) con riflessi sull'equilibrio funzionale dell'intero ambiente fluviale e ripario.

Nella stazione di Bulgarograsso, nei primi dieci mesi del 2006, l'acqua è stata presente con continuità solo fino ad aprile (anche a causa delle abbondanti nevicate invernali), mentre successivamente si è verificata stabilmente una condizione di secca completa interrotta sola da tre episodi di piena, che hanno comportato la presenza d'acqua per soli due giorni ciascuna. Al di là dei casi più eclatanti, come quello sopra riportato, nel corso dello studio è stato possibile valutare gli effetti degli eventi di piena anche in situazioni di minor stress complessivo. Ne è risultato che le piene sono una tipologia di perturbazione *pulse* che presenta un'elevata correlazione negativa con la qualità morfologica dell'alveo. In altre parole, al contrario degli eventi di secca che, assiomaticamente, distruggono le comunità acquatiche, gli eventi di piena producono minori effetti, a parità di magnitudo, in alvei che garantiscono habitat diversificati e stabili, in grado di offrire varie tipologie di rifugio a individui appartenenti a *taxa* e gruppi

funzionali differenti. In generale, si è potuta osservare, dopo il passaggio di piene, una rarefazione nelle densità di individui.

Tutto questo concorre a confermare la necessità di una strategia integrata che affronti simultaneamente i problemi qualitativi e quantitativi nella quale ben si inserisce il progetto di realizzazione di vasche di laminazione e l'utilizzo di parte di queste come aree umide che possano fornire rifugi (in alveo o fuori di esso) per la fauna bentonica e favorirne il potenziale di ricolonizzazione.

In base a quanto riportato al capitolo 4, si può confermare che all'aumento delle portate il carico inquinante aumenta inizialmente e localmente per effetto dell'immissione di reflui non trattati dagli scaricatori di piena, che comportano tra l'altro lo sversamento di azoto ammoniacale, al contrario degli effluenti degli impianti di depurazione. Le concentrazioni in alveo diminuiscono poi nel tempo e nello spazio: lungo l'asta del torrente per effetto della maggiore diluizione e nei tempi successivi all'inizio dell'evento meteorico, per l'esaurimento della prima onda nera generata dagli scaricatori e la conseguente prevalenza dell'effetto diluizione.

In termini quantitativi, considerando le caratteristiche delle acque del Lura, è stata fatta una valutazione della diluizione necessaria perché le concentrazioni di inquinanti scendessero al di sotto dei valori critici e potessero quindi essere invasate o canalizzate in una wetland senza problemi per la vegetazione o per il suolo sottostante o per un eventuale accumulo e riutilizzo delle acque stesse, in alveo o altrove.

In Tabella 4.10 sono posti a confronto i valori medi (nel tratto Cadorago-Saronno) del 75° percentile dei macrodescrittori di inquinamento (calcolato sulla totalità dei campionamenti effettuati) con i valori di riferimento per il secondo Livello di Inquinamento espresso dai Macrodescrittori (LIM), corrispondente alla seconda classe di qualità definita dal D.Lgs.152/99 come obiettivo di risanamento, ed è stato calcolato il fattore di diluizione che sarebbe necessario perché le acque del Lura rientrassero in tale classe. Nella Tabella 4.11 un confronto analogo è stato effettuato con i requisiti di qualità per le acque reflue destinate al riutilizzo irriguo (Decreto Ministeriale 185/2003), nell'ottica di utilizzare un riferimento "ufficiale" per valutare l'eventuale probabilità di danni a carico del suolo e/o dei vegetali presenti all'interno delle vasche.

Nell'ipotesi di dimensionare le vasche di laminazione anche per portate relativamente basse, con brevi tempi di ritorno, la soglia minima di attivazione potrebbe essere fissata a 3 $m^3/s$. In tali condizioni, rispetto alle portate medie rilevate nel corso dell'indagine

(intorno a 0,3 $m^3/s$), determinate in larga misura dallo scarico dell'impianto di depurazione di Bulgarograsso (Alto Lura), l'acqua presente in alveo consentirebbe di diluire almeno 10 volte il carico inquinante attualmente misurato, tenuto conto anche dell'influenza irrilevante dell'aumento delle portate in ingresso sul rendimento depurativo dell'impianto. Tale diluizione sarebbe sufficiente per garantire una qualità dell'acqua compatibile con il Livello 2 del D.Lgs.152/99 eccezion fatta per la conducibilità elettrica. Per quanto riguarda un eventuale riutilizzo in agricoltura, l'unico parametro che, teoricamente, richiederebbe una diluizione, è quello batteriologico, il che consente di escludere ragionevolmente qualunque possibile danno a carico del suolo e dei vegetali presenti nelle aree di esondazione e nelle aree umide da alimentare con l'acqua di piena.

Tabella 4.10 – Confronto tra i valori medi (nel tratto Cadorago-Saronno) del 75° percentile dei macrodescrittori di inquinamento (calcolato sulla totalità dei campionamenti effettuati) con i valori di riferimento per il secondo Livello di Inquinamento espresso dai Macrodescrittori (LIM) definito dal D.Lgs.152/99 e relativo fattore di diluizione.

| **Parametri** | **Lura 75° percentile** | **II Livello LIM** | **Fattore di diluizione** |
|---|---|---|---|
| $BOD_5$ (mg/L) | 13 | 4 | 3 |
| COD (mg/L) | 61 | 10 | 6 |
| Fosforo totale (mg P/L) | 1 | 0,15 | 7 |
| Ammoniaca (mg $NH_4$/L) | 1 | 0,1 | 10 |
| Azoto nitrico (mg N-$NO_3$/L) | 12 | 1,5 | 8 |
| Escherichia coli (MPN/100 mL) | 7860 | 1000 | 8 |
| Cond.elettrica (μS/cm) | 1167 | 4 | 292 |

Tabella 4.11 – Confronto tra i valori medi (nel tratto Cadorago-Saronno) del 75° percentile dei macrodescrittori di inquinamento (calcolato sulla totalità dei campionamenti effettuati) con i limiti per il riutilizzo irriguo stabiliti dal DM 185/2003 e relativo fattore di diluizione.

| **Parametri** | **Lura 75° percentile** | **DM 185/2003** | **Fattore di diluizione** |
|---|---|---|---|
| $BOD_5$ (mg/L) | 13 | 20 | - |
| COD (mg/L) | 61 | 100 | - |
| Fosforo totale (mg P/L) | 1 | 2 | - |
| Azoto totale(mg N/L) | | 15 | - |
| Ammoniaca (mg $NH_4$/L) | 1 | 2 | - |
| Escherichia coli (MPN/100 mL) | 7860 | 10 | 786 |
| Cond.elettrica (μS/cm) | 1167 | 3000 | - |

# 5. PIANIFICAZIONE DEGLI INTERVENTI DI RECUPERO

## 5.1 LA STRATEGIA DELLE AREE UMIDE

I monitoraggi condotti e le successive elaborazioni dei dati acquisiti possono essere utilizzati nella definizione e nella pianificazione di interventi di salvaguardia e recupero, siano singoli o inseriti nell'ambito più complesso di una strategia integrata. In particolare, le metodologie diagnostiche che utilizzano l'approccio multivariato consentono:

1. Di definire il grado di correlazione tra la qualità dell'ecosistema e le diverse variabili ambientali, permettendo una almeno parziale quantificazione delle pressioni agenti e del loro ruolo.
2. Di individuare, per una sezione monitorata, non solo lo scostamento da un eventuale *optimum*, ma anche le conseguenze di tale scostamento nei confronti dell'insieme dei processi funzionali dell'ecosistema.
3. Di programmare interventi calibrati sulle necessità della biocenosi, definite proprio dagli scostamenti di cui al punto 2.

Di seguito si procederà alla pianificazione di interventi volti al risanamento del torrente Lura, utilizzando le indicazioni ottenute dal monitoraggio e dall'analisi dei dati raccolti su base quinquennale presentati al capitolo 4.

Riassumendo l'insieme delle azioni necessarie ad un miglioramento della qualità biologica ed ecologica, si può affermare che, in ordine di importanza, esse siano:

1. L'aumento della portata presente nel fiume, al fine di garantire il continuum fluviale dove esso tende a interrompersi, aumentare le portate disponibili per il trasporto della materia e per la diversificazione degli habitat, diluire i carichi inquinanti provenienti dagli impianti di depurazione.
2. L'eliminazione o, ove non possibile, il trattamento degli scarichi non collettati e degli scolmatori di piena, in grado di ingenerare fenomeni di tossicità.
3. L'aumento della stabilità degli ambienti fluviali e ripari e la loro diversificazione (aree umide e rifugi), al fine di garantire strutture di ritenzione, protezione per le specie bentoniche e, in prospettiva, per l'ittiofauna, nonché serbatoi di ricolonizzazione.

4. Lo scolmo delle piene, specie nel tratto comprendente le sezioni di Bulgarograsso e Guanzate.
5. L’affinamento dei carichi inquinanti provenienti dagli impianti di depurazione, prima che vengano immessi nel corso d’acqua o, in subordine, una volta miscelati alle portate diluenti.

Esistono molte tipologie di intervento in grado di ottenere uno o più degli scopi prefissi, che possono essere considerati obiettivi del risanamento della maggior parte dei piccoli corsi d’acqua antropizzati, in particolare dei torrenti che attraversano le zone più densamente urbanizzate. Tuttavia, molti degli approcci normalmente utilizzati presentano alcuni limiti: il più grande è che un intervento volto a porre rimedio ad una delle alterazioni riscontrate (ad esempio, la canalizzazione per lo scolmo delle piene) può essere antagonistico rispetto agli altri obiettivi, riducendo la funzionalità ecosistemica di altre componenti (la canalizzazione normalmente diminuisce la capacità di interazione tra rive ed alveo e riduce la diversità e stabilità degli habitat). Più semplicemente, il problema più comune è dato dalla mancanza di integrazione tra interventi in ambiti diversi, con conseguenti perdite nell’efficienza (anche in termini di costi economici) del sistema e nell’efficacia (in termini di ventaglio di obiettivi ecosistemici raggiungibili con lo stesso intervento).

Di seguito viene presentata una proposta di strategia integrata, nata nel corso dell’analisi delle criticità relative al torrente Lura e focalizzata sulla risoluzione dei problemi precedentemente esposti, con lo scopo preciso, nel far ciò, di aumentare il più possibile le capacità funzionali del *river continuum* analizzato. La strategia è definibile come integrata poiché ciascuno degli elementi che ne costituiscono l’ossatura tenta di esplicare i suoi effetti benefici sul maggior numero possibile di criticità individuate e, inoltre, l’efficacia massima è raggiunta con l’utilizzo contemporaneo di tutti gli elementi.
Gli interventi si basano tutti sul medesimo principio: un *passo indietro* al fine di riprodurre o ricostituire artificialmente le condizioni presenti diffusamente in natura nelle cosiddette *aree umide* (paludi, lanche, zone di transizione degli ecosistemi acquatici…), aree nelle quali la degradazione della materia organica, l’assimilazione dei nutrienti e tutti gli altri processi ecosistemici sono portati ad un livello di efficienza notevole. Il concetto di base è la ricostituzione, con modalità e su superfici decise dall’uomo, degli

stessi accorgimenti regolativi propri dell’ambiente originario e che sono scomparsi con il crescere della pressione antropica e con l’affermarsi delle sue fasi più invasive e disordinate.

Un’altra caratteristica che fa delle aree umide una strategia non solo possibile, ma anche molto competitiva è l’indipendenza energetica delle proprie parti funzionali, che non richiedono alcuna immissione di corrente elettrica o di altro tipo di energia fornito dall’uomo. Ciò la rende una tecnologia a basso costo realizzativo e gestionale, e applicabile in situazioni caratterizzate da un complesso inserimento ambientale, dove, per sua stessa natura, deve essere lasciata libera di evolversi naturalmente.

Il fulcro del funzionamento delle aree umide come agenti di depurazione è l’equilibrio ecosistemico che in esse si instaura, e che vede come elemento centrale le idrofite, più conosciute con il nome di piante acquatiche o piante palustri (canneti, ecc…): ecco perché la capacità di abbattimento dei carichi inquinanti offerta da questo tipo di ecosistemi è nota con il nome di *fitodepurazione*. Allo stesso tempo, le aree a ciò deputate consentono di prevedere, se opportunamente calibrate, lo scolmo delle piene (essendo spazi anche ampi ed in contatto con il corso d’acqua) nonché l’aumento della portata di base in alveo, sia a causa del rilascio graduale di acqua dalle zone di ritenzione delle piene, sia, soprattutto, per il ripristino dei normali canali di alimentazione del corpo idrico, procedendo in senso inverso rispetto alla tendenza all’impermeabilizzazione dei bacini, con ciò che ne consegue.

La strategia è costosa dal punto di vista della superficie utilizzata, ma occorre precisare che la tendenza odierna è di utilizzare, nelle aree di massimo sviluppo antropico, le zone di pertinenza fluviale come parchi, vuoi perché sono terreni di difficile edificabilità e sfruttamento, vuoi perché ne è riconosciuta la valenza ambientale, ecotonale, fruitiva e ricreativa. Un uso accorto di tali superfici consente l’implementazione della strategia delle aree umide anche in un contesto fortemente urbanizzato.

Occorre ricordare che le componenti della strategia complessiva non sono sempre ben distinte tra di loro e che, anzi, la strategia è tanto più efficiente quanto più le valenze di ciascun intervento sono molteplici e integrate tra loro. Tuttavia, a grandi linee è possibile classificare i diversi elementi funzionali. Essi sono:

1. Prati umidi e stagni di alimentazione
2. Aree umide artificiali

3. Trattamenti di fitodepurazione
4. Vasche di laminazione
5. Fasce vegetate
6. Interventi di diversificazione in alveo

### *5.1.1 Prati umidi e stagni di alimentazione*

Costituiscono l'aspetto più critico dell'insieme degli interventi, poiché sono da un lato lo strumento deputato a garantire il ripristino di deflussi minimi accettabili (cosa che si è visto essere fondamentale nel novero degli obiettivi prefissati), ma, d'altra parte, presentano una proporzionalità diretta tra superficie utilizzata ed efficacia, richiedendo aree molto vaste per risultati migliori, anche sulla base del contributo idrico per unità di superficie (definito tramite il regime pluviometrico e le caratteristiche territoriali) della zona di volta in volta considerata.

Un metodo di utilizzo efficace ne prevede l'uso come intermediari per la ricezione delle acque bianche provenienti dalle aree urbanizzate: se esiste la possibilità di implementare un sistema di raccolta separato per acque nere e meteoriche, queste ultime possono essere convogliate verso l'ecosistema intermedio (per l'appunto i prati umidi e gli stagni) da dove possono poi defluire con rilascio graduale verso il corso d'acqua. La raccolta separata delle acque non deve per forza essere effettuata mediante un sistema fognario separato (estremamente costoso in termini economici e di opere realizzative), ma può avvenire attraverso dispositivi localizzati applicati a edifici e superfici urbane, specie se di nuova realizzazione.

Gli stagni dovrebbero essere realizzati in corrispondenza di una superficie minima del bacino drenante di almeno 10 ettari (o superiore nel caso di stagni a ritenzione prolungata) in modo da mantenere idonei livelli idrici negli stagni permanenti. Superfici minime meno estese possono essere prese in considerazione nel caso in cui sia accertata la presenza di acqua, ad esempio, per la presenza di falde affioranti. In ogni caso deve essere effettuato un accurato studio idrologico e il bilancio idrico del bacino/sottobacino sotteso. Gli stagni andrebbero localizzati dove la topografia del terreno consente la massima capacità di invaso delle acque di pioggia con la minima necessità di scavo o con il minimo costo di costruzione.

La localizzazione dei prati umidi, poi, deve tenere conto del costo e degli usi del suolo e consentire il miglior inserimento ambientale. Sono da considerarsi non idonei terreni a

forte pendenza (> 15%) o instabili. Gli interventi devono essere localizzati in modo da non causare alcun deterioramento nella qualità e nella funzionalità di altri copri idrici e devono rispettare le norme, i vincoli e le prescrizioni previste dalle norme locali in materia di pianificazione territoriale ed urbanistica.

### *5.1.2 Aree umide artificiali*

Le aree umide artificiali sono interventi che, normalmente, offrono diversi effetti benefici e sono realizzati in concomitanza con opere di diversa natura, in particolare le vasche di laminazione. Tra gli obiettivi raggiungibili mediante la loro realizzazione si possono ricordare l’affinamento dei carichi inquinanti, la laminazione delle piene, l’ossigenazione delle acque ad opera delle piante palustri, la diversificazione degli habitat fluviali, ripari e terresti, la ritenzione idraulica che, in determinate condizioni, può incrementare il deflusso in alveo. Fondamentalmente, intenderemo le aree umide come l’insieme degli interventi in cui si vanno a ricreare ambienti umidi artificiali lungo il corpo idrico. Si configurano come bacini scavati dal perimetro irregolare e il più possibile naturaliforme (fig. 5.1), lanche artificiali, bracci del corso d’acqua fuori asse rispetto al gradiente di massima velocità della corrente in cui possono svilupparsi formazioni vegetali di piante palustri. In tali aree le idrofite sono acclimatate in modo da garantire la massima efficienza depurativa nei confronti dell’acqua fluente dal corpo idrico e il massimo interscambio di materia ed energia con le comunità biologiche.

Fig. 5.1 - Zona umida ricostruita a Castelnovo Bariano (RO)

La tecnica appare di estremo interesse specie se integrata ad altri interventi, al fine di ottenere più effetti sinergici:

- Aumento delle caratteristiche di pregio (Knight, 1997) del corpo idrico impattato dal refluo (biodiversità, differenziazione degli habitat funzionali per i vari cicli vitali di numerose comunità biotiche, valenza didattica e frutiva);
- Possibilità di utilizzo in aree dove altri interventi non sono possibili;
- Possibilità di uso integrato con altri interventi, non solo depurativi (vasche di laminazione, aree inondabili, progetti di recupero in generale).

Nel caso dell'integrazione con vasche di laminazione si dovrà innanzitutto stabilire qual è l'obiettivo principale: occorrerà capire se l'intervento debba essere un agente di diversificazione della diversità funzionale atto all'innesco di dinamiche depurative con una secondaria capacità di aiuto nell'invaso di colmi di piena o se, piuttosto, non debba essere un'area deputata al controllo delle piene con una secondaria capacità di rimozione di determinati inquinanti. Da questa decisione di strategia generale conseguono le decisioni tattiche (locazione, volumi di invaso, tempi di ritenzione) e le scelte progettuali (caratteristiche morfologiche e idrauliche, vegetazione, composizione del substrato).

### *5.1.3 Trattamenti di fitodepurazione*

I trattamenti intensivi di fitodepurazione, atti ad affinare i carichi in uscita dagli impianti di depurazione o a trattare completamente gli scarichi non collettati, si ottengono in habitat artificiali costituiti da bacini impermeabilizzati e riempiti con un substrato (*medium*) idoneo alla crescita delle idrofite, generalmente costituito da sabbia o ghiaia, in cui il liquame da trattare viene applicato in modo da mantenere il flusso idrico all'interno del *medium* stesso, ossia senza battente idrico libero. I trattamenti di fitodepurazione si basano su processi biologici in cui le piante acquatiche hanno un ruolo chiave nella depurazione del refluo. La capacità depurante può espletarsi in vari modi:

- per azione diretta delle piante;
- per azione dei batteri che si sviluppano sugli apparati radicali;
- per azione dei batteri anche liberi che trovano un ambiente ad essi idoneo nell'ecosistema formato dalle piante e nel substrato;
- per sedimentazione, precipitazione e/o adsorbimento;

- per volatilizzazione.

E' opinione comune e riconosciuta, in ogni modo, che la maggior parte dei processi attivi avvengano per azione delle comunità batteriche associate alle piante, la cui attività è favorita dal rilascio dell'ossigeno atmosferico assorbito dagli apparati aerei delle piante e condotto per cavitazione alle radici, dove viene liberato e reso disponibile per i processi ossidativi dei microrganismi aerobi.

Le idrofite utilizzate sono la cannuccia o canna di palude (*Phragmites* sp.), la mazzasorda (*Typha* sp.) e i giunchi di palude (*Scirpus* sp., *Juncus* sp., *Schoenoplectus* sp.), caratterizzate dalla capacità di accrescere in profondità il proprio apparato radicale/rizomatoso.

Gli impianti con questo tipo di flusso si distinguono in sistemi orizzontali e verticali. I sistemi a flusso subsuperficiale (SSF) hanno in genere dimensioni inferiori a quelle dei sistemi a flusso superficiale (concettualmente molto simili alle aree umide precedentemente presentate), poiché esiste una maggiore disponibilità di spazio per l'attività batterica, data dall'elevata superficie di contatto tra substrato e liquido percolante; si osservano inoltre minori problemi riguardo le esalazioni e la presenza di insetti, oltre che una maggiore efficienza alle basse temperature. Per contro, i sistemi SSF sono più costosi (basti pensare al costo del volume di ghiaia necessario a riempire le vasche) e sono più delicati dal punto di vista idraulico (possibilità di intasamento). Le rese, in termini di abbattimento del carico inquinante, sono elevate, specialmente per quel che riguarda l'azoto ammoniacale, i SST, la materia organica e la carica batterica: l'ambiente delle vasche fitodepuranti permette un'ossidazione spinta, fino ad ottenere rese del 99-100% per quel che riguarda l'$NH_4$ e la concentrazione di *E. coli* (Borin, 2003).

### *5.1.4 Vasche di laminazione*

Sono aree facenti parte della piana di inondazione sulle quali si permette l'espansione (controllata da argini o dalla morfologia del terreno) delle acque di piena, facendole poi rientrare lentamente in alveo nel periodo successivo al passaggio della piena stessa. Permettono di diminuire l'impatto dei disturbi *pulse* dati dalle piene, quantomeno nelle loro forme più catastrofiche, e sono interventi che si prestano ad essere integrati con altre soluzioni, quali le aree umide e gli interventi in alveo. Dal punto di vista idraulico e della protezione del territorio esse sono descritte diffusamente ed esaustivamente in

altre parti della relazione. Nel presente capitolo sono considerate unicamente dal punto di vista della loro relazione con l'ecosistema acquatico.

### *5.1.5 Fasce vegetate*

Dette anche fasce filtro o tampone (*buffer/filter strips*), consistono in aree vegetate adiacenti ai corpi idrici. Possono essere naturali, negli ambienti ripari in cui un minor tasso di antropizzazione abbia consentito alla vegetazione costituente le fasce perifluviali di non scomparire, oppure possono essere piantumate appositamente. In Italia si è assistito negli ultimi anni ad un rinnovato interesse per la conservazione e la reintroduzione delle fasce boscate ripariali, soprattutto per l'interessamento di enti locali, in particolare alcune regioni, che hanno sovvenzionato o realizzato direttamente appositi programmi.

Lo scopo per cui vengono realizzate ex-novo delle fasce tampone è di proteggere i corpi idrici da inquinanti quali i solidi sospesi, i nutrienti e la materia organica, prevenire il dissesto idrogeologico e fornire all'ecosistema acquatico adiacente alcune importanti componenti funzionali (ad esempio la FPOM, ma anche l'ombra…). Le fasce tampone, come le aree umide presentate precedentemente, offrono benefici secondari legati alla diversificazione degli habitat per le specie animali e vegetali, all'aumento di biodiversità locale e all'implementazione di corridoi ecologici di migliore qualità rispetto al corso d'acqua in sé.

Le caratteristiche delle fasce che le rendono utili ai fini della protezione degli ambienti acquatici sono date dalle loro capacità di essere un tampone (tra l'uso antropico del territorio e il recettore da salvaguardare) e di essere un filtro, in grado di intrappolare i sedimenti e assorbire il ruscellamento superficiale.

Le fasce tampone sono costituite da diverse componenti, tutte generalmente parallele al corso o specchio d'acqua che circondano. Possono essere individuate fondamentalmente tre parti principali, nell'ordine (avvicinandosi al corpo idrico):

1. Fascia erbosa di almeno 5-10 metri, specificatamente deputata alla rimozione degli inquinanti presenti nel ruscellamento superficiale proveniente dagli ambienti circostanti.
2. Fascia arbustiva di transizione, dove si hanno ulteriori abbattimenti dei carichi diffusi a livello del suolo e delle radici. Questa parte intermedia

garantisce anche la massima diversificazione a livello di habitat del corridoio ecologico.

3. Fascia arborea perifluviale, che agisce fornendo componenti essenziali ai cicli dell'ecosistema acquatico e isolandolo da possibili disturbi esterni.

In generale, la massima efficacia si raggiunge superando la soglia critica, relativamente alla totalità dell'ecosistema filtro, di 30 metri di ampiezza.

### *5.1.6 Interventi di diversificazione in alveo*

Possono essere di varia natura, ma tutti volti, normalmente, a diversificare e stabilizzare gli habitat disponibili. Si eseguono con tecniche di ingegneria naturalistica e mirano al raggiungimento di tre obiettivi:

- Creare il massimo della diversità biologica ampliando lo spettro delle granulometrie del substrato, delle velocità della corrente e delle profondità.
- Consentire una corretta interazione tra le comunità biologiche e la materia organica in tutte le sue forme (principalmente FPOM), mediante il formarsi di strutture di ritenzione stabili in alveo.
- Stabilizzare il fondale e offrire rifugio agli organismi acquatici in caso di eventi perturbanti (principalmente piene).

## 5.2 MODELLAZIONE DEGLI EFFETTI BENEFICI DELLA STRATEGIA DELLE AREE UMIDE

Gli interventi presentati nel paragrafo 5.1, utilizzati come base per pianificare la strategia di risanamento del torrente Lura, sono stati inseriti, a livello progettuale, nel contesto del bacino e la loro efficacia è stata testata utilizzando il modello di simulazione fluviale QUAL2E. Ciò al fine di valutare l'efficacia dei diversi scenari, con particolare riferimento all'uso integrato e contemporaneo dell'intero ventaglio di interventi proposti. Occorre precisare che il modello si presta unicamente ad una valutazione della qualità dell'acqua e della portata presente in alveo. Non è possibile determinare l'efficacia della strategia delle aree umide sulla funzionalità ecologica, per la quale occorrerebbero altre tipologie modellistiche. In particolare, è lecito supporre che si potrebbe approntare un modello integrato al fine di considerare tutte le variabili (ambientali e diagnostiche) presentate nei paragrafi precedenti utilizzando contemporaneamente (attraverso una piattaforma GIS), un modello di simulazione della

qualità delle acque (quale, appunto, QUAL2E), un modello dei regimi idraulici (come ad esempio HEC-RAS) e un modello di Habitat Suitability per i taxa macrobentonici (PHABSIM – USGS, 2001).

Tuttavia, le simulazioni condotte attraverso QUAL2E consentono di visualizzare alcune informazioni importanti. Accettando la capacità intrinseca degli interventi progettati di migliorare la funzionalità ecologica, in quanto sono stati scelti proprio per tale motivo ed esiste una corposa letteratura che ne testimonia la validità in tal senso, si può valutare l'efficacia della strategia proposta sotto altri aspetti, principalmente legati alla classe di qualità dell'acqua e alla capacità di mantenere un deflusso minimo nell'intera asta fluviale. Tali aspetti rivestono un notevole interesse, poiché occorre non dimenticare che la legislazione attuale riguardo al recupero qualitativo dei corpi idrici si basa sulla classificazione attraverso i parametri LIM e IBE, nonostante il presente lavoro abbia dimostrato la parzialità di tale approccio.

Il modello QUAL2E è stato tarato utilizzando i dati di portata media, chimico-fisici ed ambientali rilevati sul campo e determinati in laboratorio, creando tre scenari relativi alla situazione attuale nei tre diversi regimi idrologici di magra, morbida e piena (a titolo esemplificativo, si vedano gli andamenti del COD riportati in fig. 5.2 e li si confronti con i dati reali rappresentati in figura 5.3).

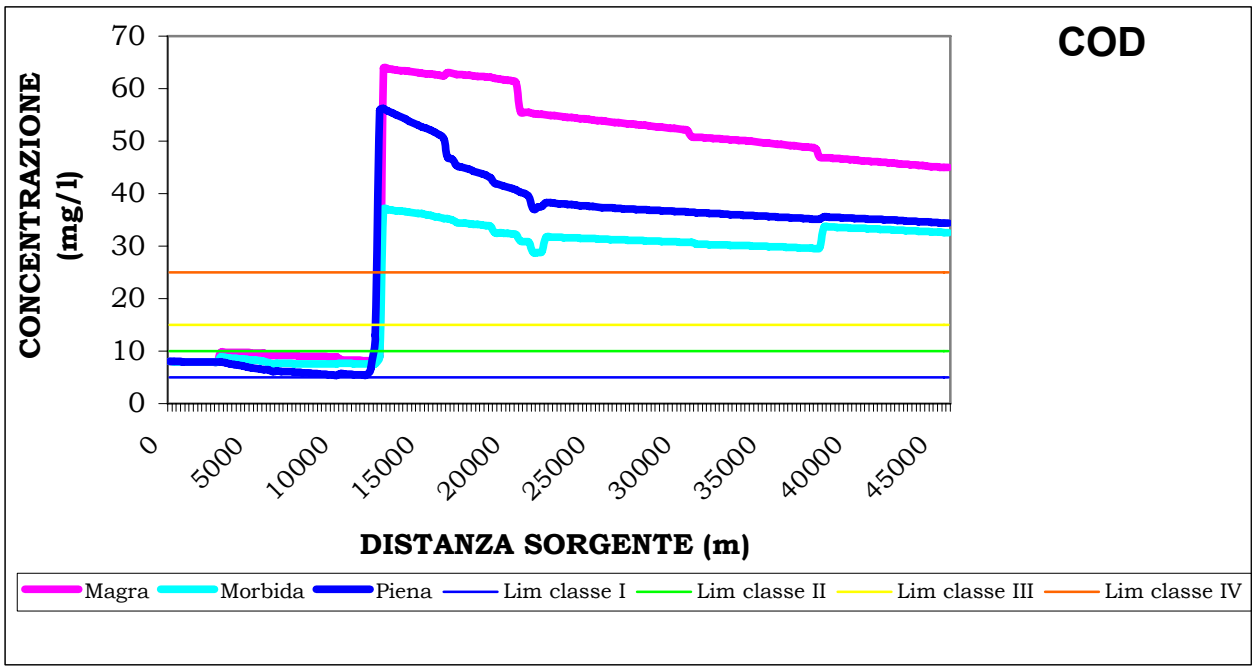


Fig. 5.2 – Andamento del parametro COD nei tre diversi scenari di taratura.

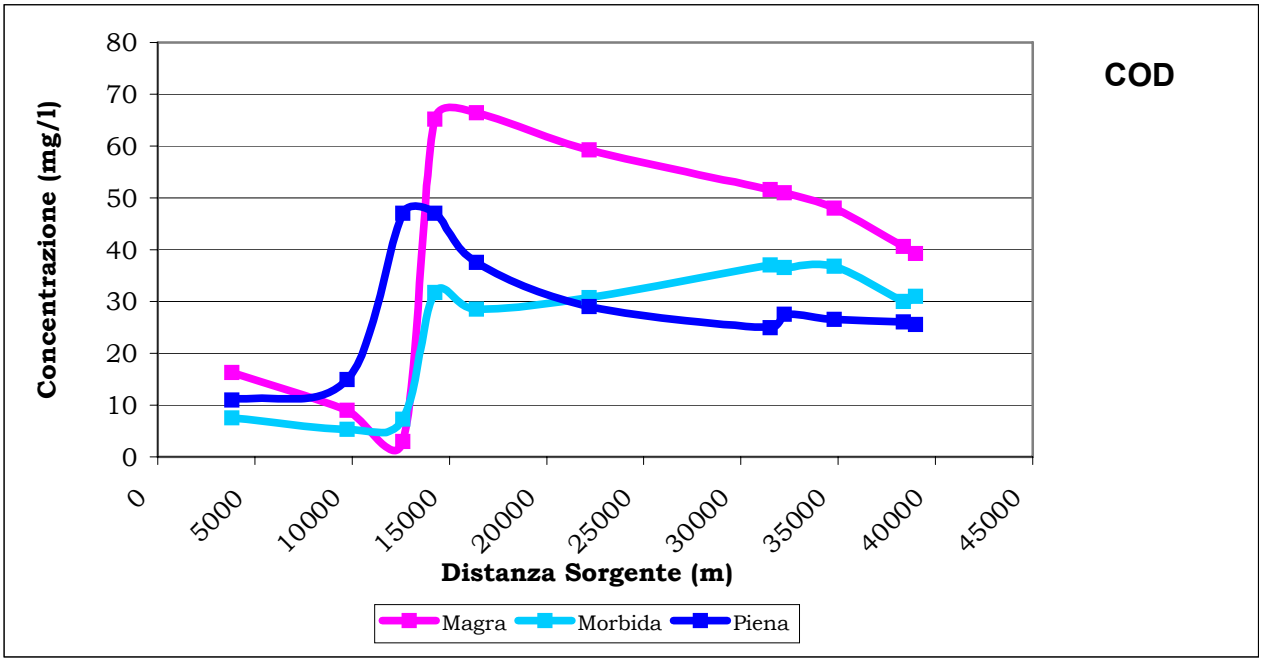


Fig. 5.3 - Andamento reale del parametro COD nei tre diversi regimi idrologici.

In seguito, sono stati introdotti nel sistema e modellizzati gli interventi realizzabili nel contesto della strategia delle aree umide, con l'obiettivo finale di:

- Garantire il continuum fluviale anche in tempo secco.
- Aumentare la funzionalità ecosistemica complessiva a livelli quantomeno sufficienti.
- Diminuire le concentrazioni di sostanze inquinanti sotto la soglia della classe 3 anche nel tratto dominato dagli effluenti dell'impianto di depurazione.
- Permettere lo scolmo delle piene con tempo di ritorno elevato secondo le indicazioni dell'Autorità di Bacino del Po.

Per far ciò, sono stati inseriti vari elementi. Nello scenario *wetlands* sono stati programmati un totale di 40 Ha di aree umide nel tratto tra Olgiate e Lomazzo, per la stragrande maggioranza (>75%) dopo l'ingresso dell'impianto di depurazione di Bulgarograsso, inserite nella zona di pertinenza fluviale e, parzialmente, ubicate nei pressi delle vasche di laminazione per il contenimento delle piene, disseminate sul territorio. Nel posizionare le opere di presa e di rilascio di tali manufatti si è anche provveduto alla diversificazione degli ambienti in alveo,creando nuovi microambienti per la fauna. La capacità depurativa è stata stimata sulla base di Gilliam (1994), Bonomo & Pastorello (1996), Knight (1997).

Nello scenario *fitodepurazione* si è ipotizzato l'inserimento di un impianto subsuperficiale, piantumato a *Phragmites* spp., per il finissaggio dell'effluente dell'impianto di depurazione di Bulgarograsso, della superficie di 7 Ha. Contestualmente, si sono modellizzati il collettamento degli scarichi presenti a monte della stazione di Olgiate Comasco e l'innalzamento della soglia dello sfioratore di piena a monte di Guanzate. La capacità depurativa dell'impianto è stata stimata sulla base di Johansen & Brix (1996), Vismara *et al*. (2000), Borin (2003).

Lo scenario *Wetlands e Fitodepurazione* vede l'applicazione congiunta dei precedenti due.

Lo scenario *Deflusso Minimo Vitale* (o *DMV*) è stato creato ripristinando la funzionalità di molti dei prati umidi naturalmente presenti nella zona delle sorgenti del Lura, ipotizzando la creazione di un Parco Locale ideato *ad hoc* e interessando una superficie di circa 450 Ha. Sono stati realizzati degli stagni intermedi per la ritenzione delle acque di pioggia al fine di calmierare gli eventi estremi, sia per quel che riguarda la siccità che le precipitazioni intense. Ciò ha portato alla determinazione di un contributo idrico aggiuntivo, alla stazione di Olgiate Comasco, di circa 150 l/s in tempo secco.

Lo scenario *integrato*, infine, è dato dall'applicazione contemporanea di tutte le opere presentate precedentemente.

I valori dei principali macrodescrittori della qualità chimico-fisica nei diversi scenari sono presentati nelle tabelle da 5.1 a 5.6, con riferimento agli scenari in tempo secco. A titolo esemplificativo, viene riportato graficamente l'andamento del descrittore COD, nelle figure da 5.4 a 5.9 (sempre in tempo secco).

L'analisi dei risultati ottenuti con l'applicazione dello scenario integrato permette di affermare che a tali condizioni:

- Il continuum fluviale è interamente ripristinato.
- La qualità scende a livelli quantomeno accettabili (classe 1 e 2 prima dell'ingresso degli effluenti, classe 3 successivamente).
- La morfologia fluviale e la funzionalità ecosistemica dovrebbero beneficiare di notevoli miglioramenti, eventualmente riscontrabili attraverso controllo a feedback degli attributi ecosistemici dopo la realizzazione degli interventi o visualizzabili precedentemente attraverso l'implementazione di un modello adeguato allo scopo.

Tab. 5.1 – valori di OD (in mg/l) nei diversi scenari modellizzati in tempo secco.

| OD (mg/l) | SCENARI | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | Attuale | Wetlands | Fitodepurazione | Wetlands e Fitodepurazione | Deflusso Minimo Vitale | Integrazione |
| Olgiate | 8,29 | 8,29 | 8,23 | 8,23 | 9,31 | 9,55 |
| Lurate | 7,73 | 8,32 | 7,67 | 8,27 | 10,06 | 10,50 |
| Bulgaro | 7,60 | 7,84 | 7,54 | 7,93 | 9,29 | 9,67 |
| Guanzate | 6,65 | 5,26 | 8,02 | 8,22 | 8,72 | 8,99 |
| Cadorago | 6,62 | 6,53 | 8,00 | 8,29 | 8,43 | 8,81 |
| Lomazzo | 7,01 | 7,38 | 7,72 | 8,30 | 8,10 | 8,69 |
| Saronno H | 7,20 | 8,24 | 7,59 | 8,40 | 7,78 | 8,52 |
| Saronno VVF | 7,39 | 8,45 | 7,65 | 8,48 | 7,87 | 8,63 |
| Caronno Scolm | 7,18 | 8,24 | 7,56 | 8,37 | 7,77 | 8,56 |
| Caronno pre-impianto | 7,16 | 8,05 | 7,53 | 8,25 | 7,70 | 8,45 |
| Lainate | 7,30 | 8,15 | 8,25 | 8,55 | 8,22 | 8,66 |

Tab. 5.2 – valori di BOD (in mg/l) nei diversi scenari modellizzati in tempo secco.

| BOD (mg/l) | SCENARI | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | Attuale | Wetlands | Fitodepurazione | Wetlands e Fitodepurazione | Deflusso Minimo Vitale | Integrazione |
| Olgiate | 5,3 | 5,3 | 4,0 | 4,0 | 2,8 | 2,8 |
| Lurate | 2,9 | 2,6 | 2,3 | 2,0 | 1,3 | 1,2 |
| Bulgaro | 2,5 | 3,3 | 1,9 | 2,1 | 1,6 | 1,8 |
| Guanzate | 19,3 | 14,6 | 6,6 | 5,5 | 4,5 | 3,9 |
| Cadorago | 16,2 | 12,3 | 5,4 | 4,3 | 3,9 | 3,2 |
| Lomazzo | 9,8 | 5,9 | 4,0 | 2,6 | 3,2 | 2,2 |
| Saronno H | 5,5 | 1,9 | 1,8 | 0,8 | 1,7 | 0,8 |
| Saronno VVF | 4,7 | 2,4 | 1,5 | 0,7 | 1,5 | 0,8 |
| Caronno Scolm | 3,8 | 2,1 | 1,2 | 0,6 | 1,3 | 0,7 |
| Caronno pre-impianto | 3,0 | 1,8 | 1,0 | 0,5 | 1,1 | 0,6 |
| Lainate | 14,4 | 11,9 | 5,0 | 3,4 | 4,0 | 3,0 |

Tab. 5.3 – valori di COD (in mg/l) nei diversi scenari modellizzati in tempo secco.

| COD (mg/l) | SCENARI | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | Attuale | Wetlands | Fitodepurazione | Wetlands e Fitodepurazione | Deflusso Minimo Vitale | Integrazione |
| Olgiate | 10 | 10 | 8 | 8 | 5 | 5 |
| Lurate | 9 | 7 | 7 | 6 | 3 | 3 |
| Bulgaro | 9 | 11 | 8 | 8 | 5 | 6 |
| Guanzate | 63 | 52 | 46 | 40 | 28 | 25 |
| Cadorago | 63 | 52 | 46 | 37 | 28 | 24 |
| Lomazzo | 55 | 40 | 40 | 29 | 26 | 21 |
| Saronno H | 51 | 30 | 38 | 22 | 25 | 17 |
| Saronno VVF | 50 | 29 | 37 | 22 | 25 | 17 |
| Caronno Scolm | 50 | 29 | 37 | 22 | 24 | 17 |
| Caronno | 49 | 29 | 36 | 21 | 24 | 17 |
| Lainate | 47 | 35 | 40 | 29 | 31 | 24 |

Tab. 5.4 – valori di $NH_4$ (in mg/l) nei diversi scenari modellizzati in tempo secco.

| $NH_3$ (mg/l) | SCENARI | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | Attuale | Wetlands | Fitodepurazione | Wetlands e Fitodepurazione | Deflusso Minimo Vitale | Integrazione |
| Olgiate | 0,790 | 0,790 | 0,010 | 0,010 | 0,010 | 0,010 |
| Lurate | 0,510 | 0,410 | 0,030 | 0,020 | 0,000 | 0,000 |
| Bulgaro | 0,280 | 0,420 | 0,040 | 0,050 | 0,020 | 0,040 |
| Guanzate | 2,630 | 2,160 | 0,480 | 0,410 | 0,280 | 0,250 |
| Cadorago | 2,260 | 1,840 | 0,470 | 0,380 | 0,280 | 0,240 |
| Lomazzo | 1,840 | 1,310 | 0,390 | 0,270 | 0,250 | 0,190 |
| Saronno H | 2,160 | 0,970 | 0,360 | 0,200 | 0,240 | 0,160 |
| Saronno VVF | 2,100 | 1,320 | 0,360 | 0,200 | 0,240 | 0,150 |
| Caronno Scolm | 2,010 | 1,290 | 0,350 | 0,190 | 0,240 | 0,150 |
| Caronno | 1,920 | 1,260 | 0,340 | 0,190 | 0,230 | 0,150 |
| Lainate | 2,160 | 1,710 | 0,880 | 0,610 | 0,680 | 0,500 |

Tab. 5.5 – valori di $NO_3$ (in mg/l) nei diversi scenari modellizzati in tempo secco.

| $NO_3$ (mg/l) | SCENARI | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | Attuale | Wetlands | Fitodepurazione | Wetlands e Fitodepurazione | Deflusso Minimo Vitale | Integrazione |
| Olgiate | 1,540 | 1,540 | 1,500 | 1,500 | 0,940 | 0,940 |
| Lurate | 1,550 | 1,190 | 1,500 | 1,110 | 0,540 | 0,490 |
| Bulgaro | 1,720 | 2,010 | 1,560 | 1,590 | 0,850 | 1,160 |
| Guanzate | 12,600 | 10,460 | 7,800 | 6,770 | 4,770 | 4,310 |
| Cadorago | 10,440 | 8,650 | 7,780 | 6,420 | 4,770 | 4,170 |
| Lomazzo | 9,390 | 7,290 | 6,980 | 5,260 | 4,510 | 3,760 |
| Saronno H | 9,860 | 6,490 | 7,020 | 4,470 | 4,520 | 3,440 |
| Saronno VVF | 9,910 | 6,750 | 7,030 | 4,470 | 4,530 | 3,440 |
| Caronno Scolm | 9,980 | 6,760 | 7,040 | 4,470 | 4,530 | 3,440 |
| Caronno | 10,060 | 6,790 | 7,060 | 4,480 | 4,540 | 3,450 |
| Lainate | 8,230 | 6,500 | 6,570 | 4,970 | 5,060 | 4,110 |

Tab. 5.6 – valori di P totale (in mg/l) nei diversi scenari modellizzati in tempo secco.

| P (mg/l) | SCENARI | | | | | |
|---|---|---|---|---|---|---|
| | Attuale | Wetlands | Fitodepurazione | Wetlands e Fitodepurazione | Deflusso Minimo Vitale | Integrazione |
| Olgiate | 0,130 | 0,130 | 0,050 | 0,050 | 0,030 | 0,030 |
| Lurate | 0,110 | 0,080 | 0,050 | 0,040 | 0,020 | 0,020 |
| Bulgaro | 0,100 | 0,150 | 0,060 | 0,100 | 0,050 | 0,100 |
| Guanzate | 1,250 | 1,030 | 0,970 | 0,830 | 0,570 | 0,510 |
| Cadorago | 1,310 | 1,080 | 0,970 | 0,780 | 0,570 | 0,500 |
| Lomazzo | 1,150 | 0,890 | 0,840 | 0,650 | 0,520 | 0,450 |
| Saronno H | 1,170 | 0,790 | 0,840 | 0,570 | 0,520 | 0,430 |
| Saronno VVF | 1,170 | 0,800 | 0,840 | 0,570 | 0,520 | 0,430 |
| Caronno Scolm | 1,170 | 0,810 | 0,850 | 0,570 | 0,530 | 0,430 |
| Caronno | 1,170 | 0,810 | 0,850 | 0,570 | 0,530 | 0,430 |
| Lainate | 1,550 | 1,250 | 0,920 | 0,700 | 0,690 | 0,580 |

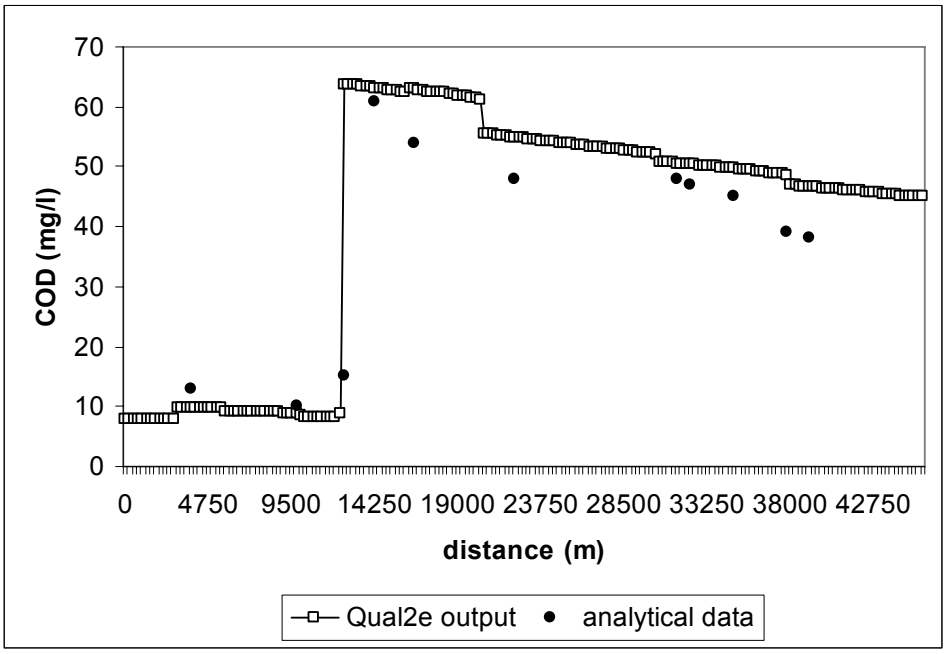


Fig. 5.4 – Andamento medio del COD in tempo secco determinato con il modello QUAL2E e con i dati analitici.

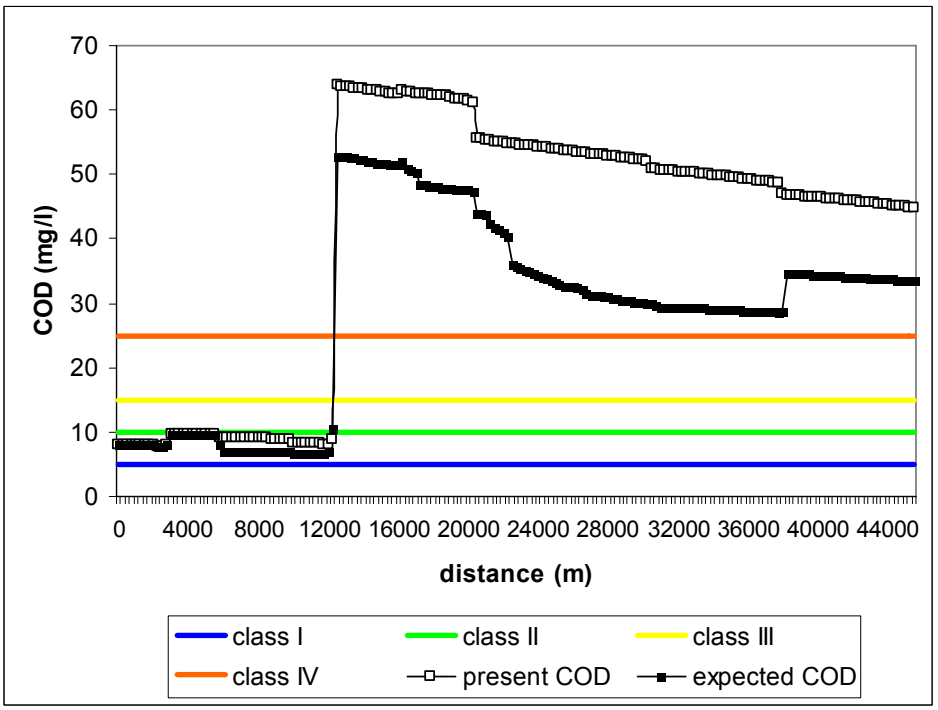


Fig. 5.5 – Andamento del COD nelle condizioni attuali e nello scenario *wetlands*

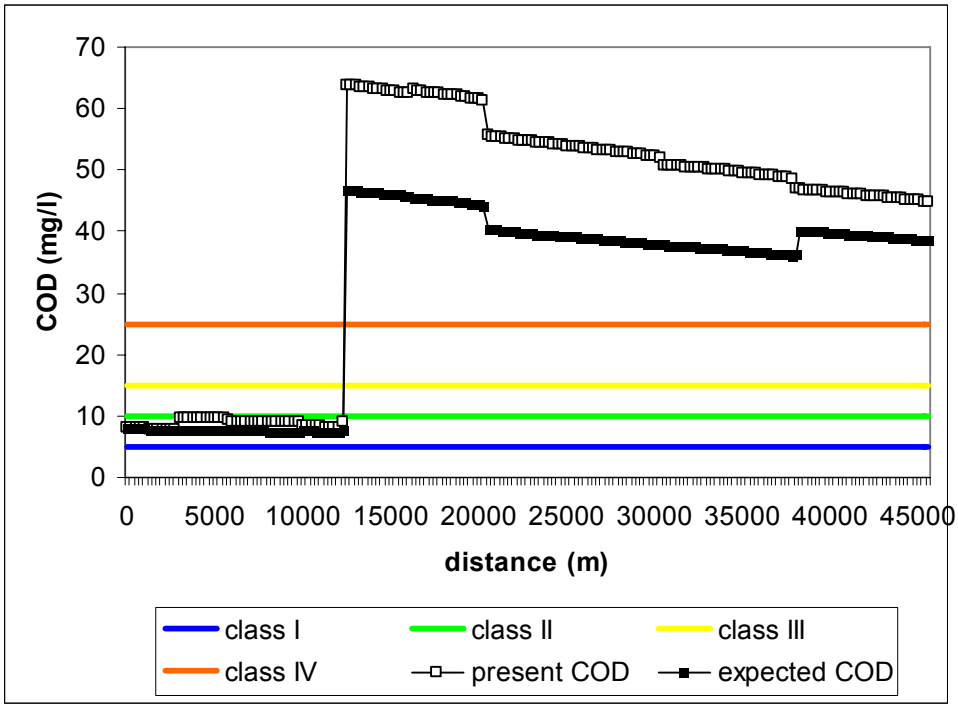


Fig. 5.6 – Andamento del COD nelle condizioni attuali e nello scenario *fitodepurazione*

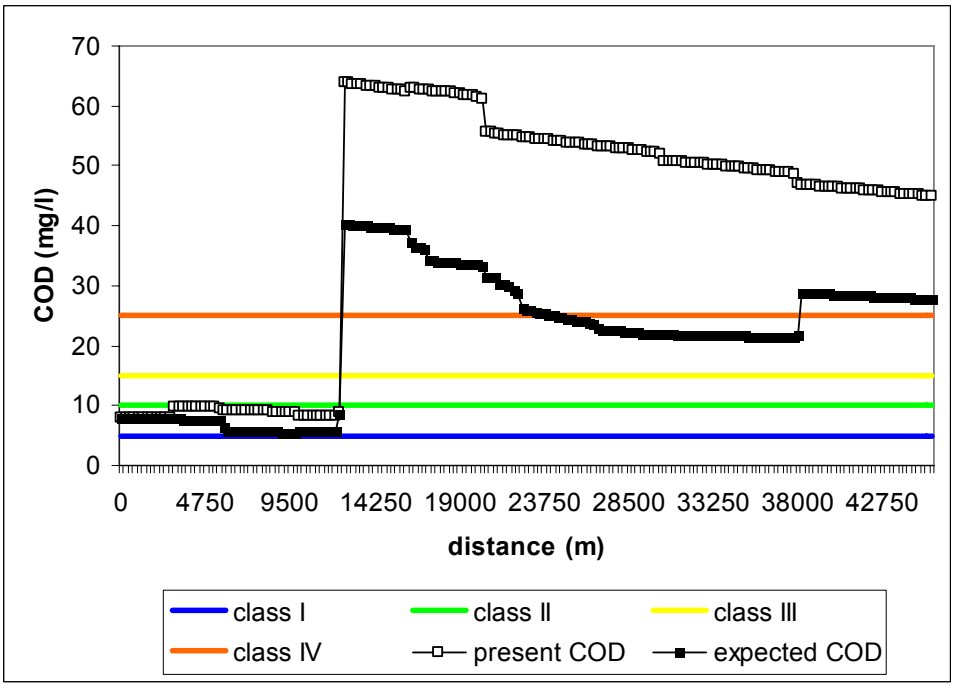


Fig. 5.7 – Andamento del COD nelle condizioni attuali e nello scenario *wetlands e fitodepurazione*

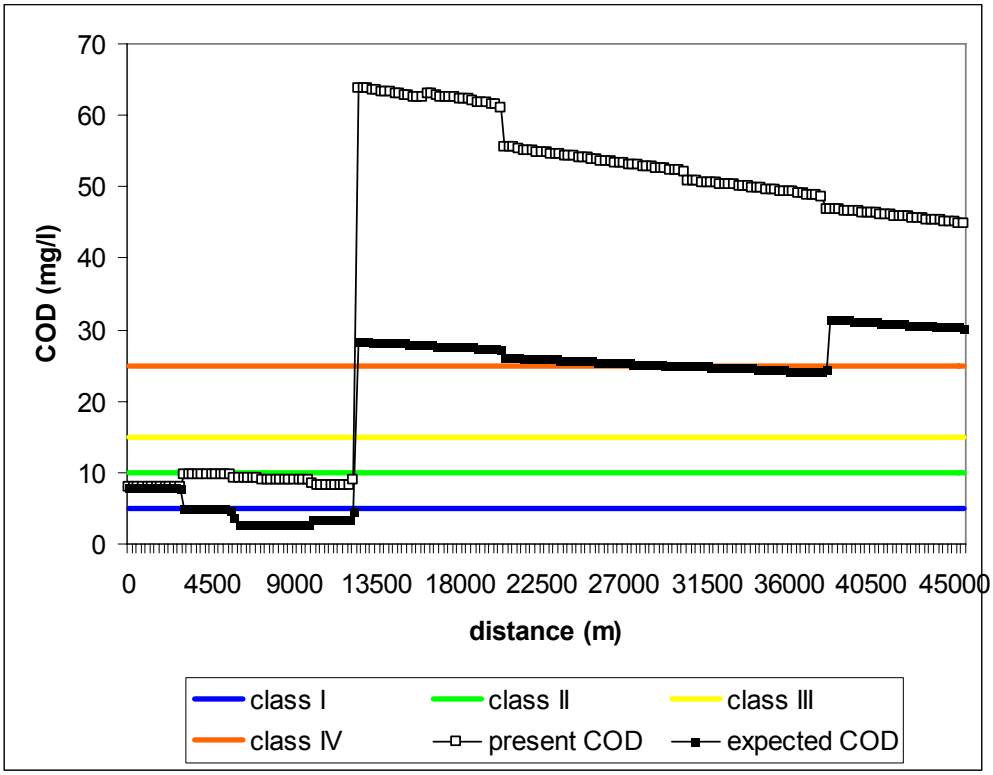


Fig. 5.8 – Andamento del COD nelle condizioni attuali e nello scenario *DMV*

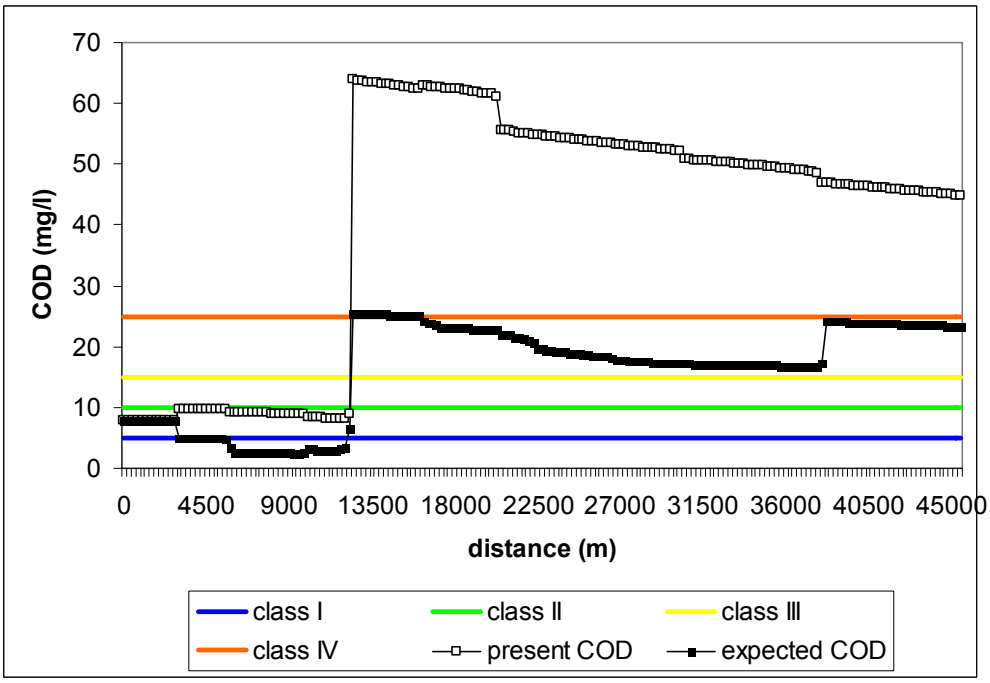


Fig. 5.9 – Andamento del COD nelle condizioni attuali e nello scenario *integrato*

# 6. CONCLUSIONI

I fiumi e torrenti sono uno degli ambienti più delicati e complessi che si siano sviluppati sulle terre emerse: la loro caratteristica di essere costituiti da acqua in movimento ne rende precari gli equilibri e raffinate le interazioni ecosistemiche.

L’areale pedemontano lombardo, zona di massima espansione urbana e industriale del Nord Italia, è un tipico esempio delle aree in cui la pressione sui corpi idrici è più massiccia e si esplica in varie forme, coinvolgendo la qualità dell’acqua, i regimi idraulici e la morfologia degli habitat fluviali. In quest’area, la tipologia di corsi d’acqua più degradata è forse quella dei corpi idrici di piccole dimensioni, in grado di esercitare scarsa resistenza e resilienza nei confronti dei fenomeni perturbativi. Tali corpi idrici nel contesto urbano assumono caratteristiche tali da essere definiti (Schmidt, 1993) *effluent-dominated streams*, o torrenti a prevalenza di effluenti di impianti di depurazione. La scarsa qualità dell’acqua, disfunzione assiomaticamente definita già nel nome, non è l’unica delle problematiche ad essi connesse, che possono invece essere riassunte seguendo quanto precisato da Brooks *et al*. (2006). Si rileva che: (1) gli ecosistemi “di riferimento” a monte delle aree impattate, normalmente utilizzati per quantificare le alterazioni a valle, sono di difficile localizzazione o non esistono; (2) I criteri per delineare la qualità dell’acqua sono influenzati da condizioni sito-specifiche del torrente e dall’uso del suolo; (3) Gli *effluent-dominated streams* rappresentano lo scenario di “caso peggiore” al fine di valutare e predire le risposte delle biocenosi acquatiche ai contaminanti e alle alterazioni emergenti; (4) la scarsità di portate e le secche spesso precludono la possibilità di attuare un biomonitoraggio efficiente e di comprendere le dinamiche dell’ecologia funzionale; (5) Le caratteristiche qualitative, anche fisiche, dell’ambiente fluviale sono profondamente alterate dalla pressione antropica e dal susseguente ingresso di effluenti dagli impianti di depurazione. Di conseguenza, la comprensione delle dinamiche biologiche ed ecologiche è resa possibile solo se si considerano varie classi di variabili. Boyle & Fraleigh (2003) ne ricordano almeno tre: (1) la scarsità delle portate, per via dell’abbassamento delle falde, del collettamento di ampie superfici impermeabilizzate e del cambiamento nella morfologia degli alvei, (2) la composizione chimica degli effluenti e la disponibilità di portate diluenti e (3) le piene originanti dalla stagionalità delle precipitazioni.

I principi sopra enunciati, secondo quanto rilevato nel corso dei monitoraggi, sono validi per il torrente Lura (e ne costituiscono una descrizione perfetta). Su di essi si basa la strategia di risanamento proposta nel capitolo 5. La diagnosi si fonda principalmente sul riconoscimento di numerose alterazioni, di varia natura, presenti contemporaneamente ed aventi a volte incidenza critica e spesso effetti sinergici. Ad esse occorre rispondere con strategie integrate, possibilmente considerando il principio dell’incremento di efficienza e raggiungimento di obiettivi al minimo costo (Witter *et al*., 2006). La strategia presentata si basa dunque sul raggiungimento di obiettivi multipli (diminuzione delle perturbazioni *pulse* legate ai regimi idraulici, diminuzione dell’inquinamento specie nelle sue forme più tossiche) nell’ottica di un contestuale miglioramento generalizzato degli habitat disponibili e della morfologia fluviale. L’uso di aree umide nelle sue diverse forme garantisce una maggior qualità dell’approvvigionamento idrico nel bacino imbrifero ed un aumento delle portate, la costituzione di nuovi habitat vegetati graditi alle comunità biotiche (Jayawardana *et al*., 2006), il decremento degli effetti delle piene, l’abbattimento dei carichi inquinanti (Tao *et al*., 2006) e il recupero delle capacità di autodepurazione naturale (Ostroumov, 2004).

# 7. BIBLIOGRAFIA

Allan DJ (1996) *Stream Ecology*. Chapman and Hall, NY, USA.

ANPA (2000) *I.F.F. - Indice di funzionalità fluviale*, Maurizio Siligardi (ed), Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente, Roma.

APHA, AWWA, WPCF (1992) Standard methods for the examination of water and wastewater. Am.Pub.Health Ass., Washington.

Azzellino A, Vismara P (2004) Il Deflusso Minimo Vitale e la qualità delle Acque. In: I Piani di Tutela delle Acque: gestione della qualità delle risorse idriche - Corso di aggiornamento in ingegneria sanitaria ambientale, Bonomo L & Vismara R (eds), Politecnico di Milano, Milano, cap. 4.

Bady P, Dolédec S, Fesl C, Gayraud S, Bacchi M, Schöll F (2005) Use of invertebrate traits for the biomonitoring of European large rivers: the effects of sampling effort on genus richness and functional diversity. *Freshw. Biol.*, 50: 159–173.

Barbour MT, Gerritsen J, Griffith GE, Frydenborg R, McCarron E, White JS, Bastian ML (1996) A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 15: 185-211.

Barnes JR, Minshall GW (1983) Stream Ecology. Application and testing of general ecological theory. Plenum Press, NY & London.

Bash JS, Ryan CM (2002) Stream restoration and enhancement projects: is anyone monitoring? *Env. Mgmt.*, 29(6): 877-885.

Beauger A, Lair N, Reyes-Marchant P, Peiry JL (2006) The distribution of macroinvertebrate assemblages in a reach of the River Allier (France), in relation to riverbed characteristics. *Hydrobiol.*, 571: 63-76.

Bender EA, Case TJ, Gilpin ME (1984) Perturbation experiments in community ecology: theory and practice. *Ecology*, 65(1): 1-13.

Benke AC, Huryn AD, Smock LA, Wallace JB (1999) Length-mass relationships for freshwater macroinvertebrates in North America with particular reference to the southeastern United States. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 18(3): 308-343.

Bonomo L, Pastorello G (1996) *Processi di fitodepurazione: richiami teorici e rassegna delle principali applicazioni*. In: Recenti tendenze nella depurazione delle acque reflue: innovazioni tecnologiche e di processo – XLIV Corso di aggiornamento in ingegneria sanitaria, Bonomo L (ed), Politecnico di Milano, Milano, cap. XVII.

Bonomo L, Vismara R, Azzellino A, Salvetti R, DeGiorgi F (2006) Modellistica di qualità a supporto della pianificazione delle acque superficiali – Allegato 15 alla Relazione generale del Programma di tutela e uso delle acque della Regione Lombardia. Milano.

Borin M (2003) Fitodepurazione – soluzioni per il trattamento dei reflui con le piante. Edagricole, Bologna.

Boulton AJ (2003) Parallels and contrasts in the effects of drought on stream macroinvertebrate assemblages. *Freshw. Biol.*, 48: 1173-1185.

Boyle TP, Fraleigh H D, Jr (2003) Natural and anthropogenic factors affecting the structure of the benthic macroinvertebrate community in an effluent-dominated reach of the Santa Cruz River, AZ. *Ecol. Indic.*, 3: 93-117.

Braioni MG, Ruffo S (1986) *Ricerca sulla qualità delle acque dell'Adige*. Memorie del museo civico di Storia Naturale, II serie, Verona.

Brierley G, Cohen T, Fryirs K, Brooks A (1999) Post-European Changes to the Fluvial Geomorphology of Bega ctchment, Australia: Implications for River Ecology. *Freshw. Biol.*, 41: 839-848.

Brix H, Schierup H-H (1989) The use of aquatic macrophytes in water-pollution control. *Ambio*, 18(2): 100-107.

Brooks BW, Riley TM, Taylor RD (2006) Water quality of effluent-dominated ecosystems: ecotoxicological, hydrological, and management considerations. *Hydrobiol.*, 556: 365-379.

Bruggemann R, Bartel H-G (1999) A theoretical concept to rank environmentally significant chemicals. *J. Chem. Inf. Comput. Sci*., 39: 211-217.

Bruggermann R, Bucherl C, Pudenz S, Steinberg CEW (1993) Application of the concepì of partila order on comparative evaluation of environmental chemicals. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.*, 27: 170-178.

Brunke M, Hoffmann A, Pusch M (2001) Use of mesohabitat-specific relationships between flow velocity and river discharge to assess invertebrate minimum flow requiremens. *Regul. Rivers: Res. Mgmt.,* 17: 667-676.

Burgherr P, Meyer EI (1997) Regression analysis of linear body dimensions vs. dry mass in stream macroinvertebrates. *Arch. Hydrobiol*., 139(1): 101-112.

Canobbio S, Mezzanotte V (2003) Studio sulle caratteristiche ecologiche del torrente Lura in relazione all'uso del territorio circostante. *Atti del XIII Congresso della Società Italiana di Ecologia*, Como.

Canobbio S, Mezzanotte V (2005) Gestione integrata dei problemi ecologici e idraulici del fiume Serio (Lombardia). *Atti del XV Congresso della Società Italiana di Ecologia*, Torino.

Casati P, Pace F (1990) Scienze della Terra Vol.II – L'atmosfera, l'acqua, i climi, i suoli. Edizioni Città Studi, Milano.

Céréghino R, Cugny P, Lavandier P (2002) Influence of intermittent hydropeaking on the longitudinal zonation patterns of benthic invertebrates in a mountain stream. *Internat. Rev. Hydrobiol*., 87(1): 47.60.

Chadwick MA, Dobberfuhl DR, Benke AC, Huryn AD, Suberkropp K, Thiele JE (2006) Urbanization affects stream ecosystem function by altering hydrology, chemistry, and biotic richness. *Ecol. Appl*., 16(5): 1796-1807.

Chester H, Norris R (2006) Dams and flow in the Cotter River, Australia: effects on instream trophic structure and benthic metabolism. *Hydrobiol*., 572: 275-286.

Coimbra CN, Graca MAS, Cortes RM (1996) The Effects of a Basic Effluent on Macroinvertebrate Community Structure in a Temporary Mediterranean River. *Env. Pollution*, 94(3): 301-307.

Collier KJ, Quinn JM (2003) Land-use influences macroinvertebrate community response following a pulse disturbance. *Freshw. Biol*., 48: 1462-1481.

Craig D (2002) A new view of the river continuum concept. *Bull. of the N. Am. Benthol. Soc.* 19: 380-381.

Cumming GS (2004) The impact of low-head dams on fish species richness in Wisconsin, USA. *Ecol. Appl*., 14(5): 1495-1506.

Cummins KW, Klug MJ, Ward GM, Spengler GL, Speaker RW, Ovink RW, Mahan DC, Petersen RC (1981) Trends in particulate organic matter fluxes, community processes, and macroinvertebrate functional groups along a Great Lakes drainage basin river continuum. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie,* 21: 841-849.

Davis J, Horwitz P, Norris R, Chessman B, McGuire M, Sommer B (2006) Are river bioassessment methods using macroinvertebrates applicable to wetlands? *Hydrobiol.*, 572: 115-128.

Dolédec S, Statzner B, Bournaud M (1999) Species traits for future biomonitoring across ecoregions: patterns along a human-impacted river. *Freshw. Biol*., 42: 737–758.

Dolédec S, Phillips N, Scarsbrook M, Riley RH, Townsend C.R. (2006) Comparison of structural and functional approaches to determining landuse effect on grassland stream invertebrate communities. *J. N. Am. Benthol. Soc*., 25(1): 44-60.

Elder JW (1959) The dispersion of a marked fluid in turbulent shear flow. *J. Fluid Mech*., 5(4): 544-560.

Finogenova NP (1984) Growth of *Stylaria lacustris* (L.) (Oligochaeta, Naididae). *Hydrobiol*., 115: 105-107.

Fisher HB (1964) Discussion to "Time of Travel of soluble contaminants in streams" by TJ Buchanan. *Proc. Sanitary Eng. Div*., ASCE, vol. 6.

Fore LS, Karr JR, Wisseman RW (1996) Assessing invertebrate responses to human activities: evaluating alternative approaches. *J. N. Am. Benthol. Soc*., 15(2): 212-231.

Gayraud S, Statzner B, Bady P, Haybach A, Schöll F, Usseglio-Polatera P, Bacchi M (2003) Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an initial assessment of alternative metrics. *Freshw. Biol*., 48: 2045–2064.

Ghetti PF (1997) *Indice Biotico Esteso (IBE) – Manuale di Applicazione*. Provincia Autonoma di Trento, Trento.

Ghilarov AM (2000) Ecosystem functioning and intrinsic value of biodiversity. *Oikos*, 90: 408–412.

Gilliam JW (1994) Riparian Wetlands and Water Quality. *J. Environmental Qual*., 23: 896-900.

Gore JA (1978) A technique for predicting in-stream flow requirements of benthic macroinvertebrates. *Freshwat. Biol*., 8: 141-151.

Gore JA, Layzer JB, Mead J (2001) Macroinvertebrate instream flow studies after 20 years: a role in stream management and restoration. *Regul. Rivers: Res. & Mgmt*., 17: 527-542.

Gower AM, Myers GM, Kent M, Foulkes ME (1994) Relationships between macroinvertebrate communities and environmental variables in metal-contamined streams in south-west England. *Freshwat. Biol*., 32: 199-221.

Graça MAS (2001) The role of invertebrates on leaf bitter decomposition in streams – a review. *Int. Rev. Hydrobiol.* 86: 383-393.

Graça MAS, Pinto P, Cortes R, Coimbra N, Oliveira S, Morais M, Carvalho MJ, Malo J (2004) Factors affecting macroinvertebrate richness and diversity in Portuguese streams: a two-scale analysis. *Internat. Rev. Hydrobiol*., 89(2): 151-164.

Griffith MB, Kaufmann PR, Herlihy AT, Hill BH (2001) Analysis of macroinvertebrate assemblages in relation to environmental gradients in Rocky Mountain streams. *Ecol. Appl*., 11(2): 489-505.

Grimm NB, Fisher SG (1989) Stability of periphyton and macroinvertebrates to disturbance by flash floods in a desert stream. *J. N. Am. Benthol. Soc*., 8(4): 293-307.

Hale CM, Reich PB, Frelich LE (2004) Allometric Equations for Estimation of Ash-free Dry Mass From Length Measurements for Selected European Earthworm Species (Lumbricidae) in the Western Great Lakes Region. *Am. Midl. Nat*., 151(1): 179-185.

Halfon E, Reggiani MG (1986) On ranking chemicals for environmental hazard. Comparison of methodologies. *Environ. Sci. Technol*., 20: 1173-1179.

Harrington EC (1965) The desiderability function. *Industrial Quality Control*, 21: 494-498.

Hellawell JM (1989) Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management. Elsevier Applied Science, London.

Henderson FM (1966) *Open Channel flow*. Macmillan Co., New York, NY, USA.

Hendriks MMWB, Boer JH, Smilze AK, Doorbos DA (1992) Multicriteria Decision Making. *Chemom. Intell. Lab. Syst*., 16: 175-191.

IRSA-CNR (1981) *Metodi analitici per le acque*. Istituto Poligrafico e Zecca dello Stato, Roma.

Jayawardana JMCK, Westbrooke M, Wilson M, Hurst C (2006) Macroinvertebrate communities in Phragmites australis (Cav.) Trin. Ex Steud. reed beds and open bank habitats in central Victorian streams in Australia. *Hydrobiol*., 568: 169-185.

Johansen NH, Brix H (1996) Design Criteria for a Two-Stage Constructed Wetland. 5th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Vienna, Austria, 15-19/9/1996.

Keller HR, Massart DL (1991) Multicriteria Decision Making: a case study. *Chemom. Intell. Lab. Syst*., 11: 175-189.

Kim K, Lee JS, Oh C-W, Hwang G-S, Kim J, Yeo S, Kim Y, Park S (2002) Inorganic chemicals in an effluent-dominated stream as indicators for chemical reactions and streamflows. *J. Hydrol*., 264: 147-156.

Knight RL (1997) Wildlife Habitat and Public Use Benefits of Treatment Wetlands. *Wat. Sci. & Tech*., 35 (5): 35-43.

Kolkwitz R, Marsson M (1909) Ökologie der tierische Saprobien. Beitrage zur Ledere von biologiche Gewässerbeurteilung. *Int. Rev. Hydrobiol*., 2: 126-152.

Lake PS (2003) Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. *Freshw. Biol.*, 48: 1161-1172.

Lamouroux N, Dolédec S, Gayraud S. (2004) Biological traits of stream macroinvertebrate communities: effects of microhabitat, reach, and basin filters. *J. N. Am. Benthol. Soc*., 23(3): 449-466.

Malmqvist B (2002) Aquatic invertebrates in riverine landscapes. *Freshw. Biol*., 47: 679-694.

Marks JC, Power ME, Parker MS (2000) Flood disturbance, algal productivity, and interannual variation in food chain length. *Oikos*, 90: 20-27.

Matonickin R, Habdija I, Primc-Habdija B (2001) The effects of season and food availability on macroinvertebrate colonization in a woodland stream. *Arch. Hydrobiol*., 153(1): 55-74.

McKay SF, King AJ (2006) Potential ecological effects of water extraction in small, unregulated streams. *Riv. Res. Appl*., 22: 1023-1037.

Mérigoux S, Dolédec S (2004) Hydraulic Requirements of Stream Communities: a case study on invertebrates. *Freshw. Biol.*, 49: 600-613.

Merritt RW, Cummins KW (eds) (1996a) *An Introduction to the aquatic insects of North America*. 3rd Edition. Kendall-Hunt, Dubuque, Iowa.

Merritt RW, Cummins KW (1996b) *Trophic relations of macroinvertebrates*. In: Methods in Stream Ecology, Hauer FR & Lamberti GA (eds), Academic Press, San Diego, CA, USA.

Merritt RW, Wallace JR, Higgins MJ, Alexander MK, Berg MB, Morgan WT, Cummins KW, VandenEeden B (1996) Procedures for the functional analysis of invertebrate communities of the Kissimmee River-Floodplain ecosystem. *Florida Scient*., 59: 216-274.

Merritt RW, Higgins MJ, Cummins, KW, Van den Eeden B (1999) The Kissimmee River-riparian marsh ecosystem, Florida: seasonal differences in invertebrate functional feeding group relationships. In: Invertebrates in freshwater wetlands in North America: ecology and management, Batzer D.P., Rader R.B., Wissinger S. (eds). John Wiley and Sons, New York.

Merritt, RW, Cummins, KW, Berg, MB, Novak, JA, Higgins, MJ, Wessell, KJ, Lessard, JL (2002) Development and application of a macroinvertebrate functional-group approach in the bioassessment of remnant river oxbows in soutwesth Florida. *J. N. Am. Benthol. Soc*., 21(2): 290-310.

Meyer EI (1989) The relationship between body length parameters and dry mass in running water invertebrates. *Arch. Hydrobiol*., 117(2): 191-203.

Minshall GW, Petersen RC, Cummins KW, Bott TL, Sedell JR, Cushing CE, Vannote RL (1983) Interbiome comparison of stream ecosystem dynamics. *Ecol. Monographs*, 53: 1-25.

Minshall GW, Petersen RC, Bott TL, Cushing CE, Cummins KW, Vannote RL, Sedell JR (1992) Stream ecosystem dynamics of the Salmon River, Idaho: an 8th-order system. *J. N. Am. Benthol. Soc*., 11: 111-137.

Murphy JF, Davy-Bowker J (2005) Spatial structure in lotic macroinvertebrate communities in England and Wales: relationship with physical, chemical and anthropogenic stress variables. *Hydrobiol*., 534: 151-164.

Nakano D, Nakamura F (2006) Responses of macroinvertebrate communities to river restoration in a channelized segment of the Shibetsu River, Northern Japan. *Riv. Res. Appl*., 22: 681-689.

Nedeau EJ, Merritt RW, Kaufman MG (2003) The effect of an industrial effluent on an urban stream benthic community: water quality vs. habitat quality. *Env. Pollution*, 123: 1-13.

Nelson SM, Lieberman DM (2002) The influence of flow and other environmental factors on benthic invertebrates in the Sacramento River, USA. *Hydrobiol*., 489: 117-129.

Nyström P, Pérez JR (1998) Crayfish predation on the common pond snail (*Lymnaea stagnalis*): the effect of habitat complexity and snail size on foraging efficiency. *Hydrobiol.*, 368: 201-208.

O'Connor DJ, Dobbins WE (1958) Mechanism of Reaeration in Natural Streams. *Trans. ASCE*, 123: 641-684.

Odum EP (1983) *Basic Ecology*. CBS College Publishing.

Ostroumov SA (2004) On the Biotic Self-Purification of Aquatic Ecosystems: Elements of the Theory. *Doklady Biol. Sc.*, 396: 206-211.

Palmer MW (1993) Putting things in even better order: the advantages of canonical correspondance analysis. *Ecology*, 74: 2215-2230.

Paoletti A, Becciu G (2006) Stima delle portate e delle precipitazioni e strumenti per la loro regionalizzazione – Allegato 2 alla Relazione generale del Programma di tutela e uso delle acque della Regione Lombardia. Milano.

Parco del Serio (2002) Rapporto conclusivo su idrogeologia, ingegneria idraulica, geologia tecnica ed ecologia fluviale. In: Piano Territoriale di Coordinamento del Parco Regionale del Serio.

Pavan M (2003) *Total and partial ranking methods in chemical sciences*. PhD in Scienze Chimiche, Università degli Studi di Milano-Bicocca, Milano.

Petersen RC (1992) The RCE: a Riparian, Channel and Environmental inventory for small streams in the agricultural landscape. *Freshwat. Biol.*, 27: 295-306.

Provincia di Bergamo (2002) Le acque, i pesci e la pesca nella provincia di Bergamo. Bergamo.

Provincia di Bergamo (2003) Piano Territoriale di Coordinamento Provinciale. Bergamo.

Ravera O (2001) A comparison between diversity, similarity and biotic indices applied to the macroinvertebrate community of a small strema: the Ravella river (Como Province, Northern Italy). *Aq. Ecol.*, 35: 97-107.

Regione Lombardia (1984) Legge regionale 58/84, *Piano regionale di risanamento delle acque*.

Regione Lombardia (2006) Delibera giunta regionale 8/2244, *Approvazione del Programma di tutela e uso delle acque*.

Repubblica Italiana (1976) Legge 10 maggio 1976, n. 319, Norme per la tutela delle acque dall'inquinamento coordinate con le modifiche ed integrazioni apportate dalla Legge 8/10/1976 n.690, dalla Legge 24/12/1979, n.650, dalla Legge 23/4/1981, n.153. G.U. n.48 del 21/2/1977. *Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana,* **141**, 29.05.1976

Repubblica Italiana (1994) Legge 5 gennaio 1994, n. 36, Disposizioni in materia di risorse idriche. *Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana,* **14**, 19.01.1994

Repubblica Italiana (1999) D. Lgs 11 maggio 1999, n. 152, Disposizioni sulla tutela delle acque dall'inquinamento e recepimento della direttiva 91/271/CEE concernente il trattamento delle acque reflue urbane e della direttiva 91/676/CEE relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole; aggiornato a D. Lgs. 18.08.2000, n. 258. *Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana,* **172**, 20.10.2000

Repubblica Italiana (2006) D. Lgs. 3 aprile 2006, n. 152, Norme in materia ambientale. *Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana,* **96**, 14.04.2006

Reynoldson TB, Norris RH, Resh VH, Day KE, Rosenberg DM (1997) The reference condition: a comparison of multimetric and multivariate approaches to assess water-quality impairment using benthic macroinvertebrates. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 16(4): 833-852.

Richardson RE (1929) The bottom fauna of the middle Illinois river, 1913-1925: its distribution abundance, valuation and index value in the study of stream pollution. *Bull. Ill. Nat. Hist. Surv.*, 17: 109-135.

Sanfilippo U, Innocenti I (2004) Influenza della morfologia fluviale sui fenomeni di autodepurazione dei corsi d'acqua. In: I Piani di Tutela delle Acque: gestione della qualità delle risorse idriche - Corso di aggiornamento in ingegneria sanitaria ambientale, Bonomo L & Vismara R (eds), Politecnico di Milano, Milano, cap. 14.

Sansoni G (1992) Atlante per il riconoscimento dei macroinvertebrati dei corsi d'acqua italiani. Provincia Autonoma di Trento.

Schmidt KD (1993) Proceedings of the symposium on Effluent Use Management. *American Water Resources Association Technical Publication Series*, TPS-93-3.

Scrimgeour GJ, Winterbourn MJ (1989) Effects of floods on ephiliton and benthic macroinvertebrate populations in an unstable New Zealand river. *Hydrobiol.*, 171: 33-44.

Siligardi M, Maiolini B (1993) L'inventario delle caratteristiche ambientali dei corsi d'acqua alpini: guida all'uso della scheda RCE-2. *Biol. Amb.,* VII(30): 18-24.

Smakhtin VU (2001) Low flow hydrology: a review. *J. Hydrol*., 240: 147-186.

Sponseller RA, Benfield EF, Valett HM (2001) Relationships between Land Use, Spatial Scale and Stream Macroinvertebrate Communities. *Freshw. Biol*., 46: 1409-1424.

Statzner B, Bady P, Dolédec S, Scholl F (2005) Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an initial assessment of trait patterns in least impacted river reaches. *Freshwat. Biol*., 50: 2136–2161.

Stoffels RJ, Karbe S, Paterson RA (2003) Length-mass models for some common New Zealand littoral-benthic macroinvertebrates, with a note on within-taxon variability in parameter values among published models. *N. Zeal. J. Mar. Freshwat. Res*., 37: 449-460.

Stone, MK, Wallace JB (1998) Long-term recovery of a mountain stream from clear-cut logging: the effects of forest succession on benthic invertebrate community structure. *Freshwat. Biol*., 39: 151-169.

Tachet H, Richoux P, Bournaud M, Usseglio-Polatera P (2000) *Invertébrés d'eau douce*. CNRS Editions, Paris.

Tao W, Hall KJ, Duff SJB (2006) Performance evaluation and effects of hydraulic retention time and mass loading rate on treatment of woodwaste leachate in surface-flow constructed wetlands. *Ecol. Eng*., 26: 252-265.

Taylor GI (1954) The dispersion of matter in turbulent flow through a pipe. *Proceedings, Royal Society of London*. 234A, 1199: 456-475.

ter Braak CJF, Smilauer P (1998) *Canoco Reference Manual*, Centre for Biometry, Wageningen.

Todeschini R (1998) *Introduzione alla chemiometria*. EdiSES, Napoli.

Tonolli V (1964) *Introduzione allo studio della limnologia*. Edizioni dell'Istituto Italiano di Idrobiologia, Verbania.

Towers DJ, Henderson IM, Veltman CJ (1994) Predicting dry weight of New Zealand aquatic macroinvertebrates from linear dimensions. *N. Zeal. J. Mar. Freshwat. Res*., 28: 159-166.

Townsend C.R., Hildrew A.G. (1994) Species traits in relation to a habitat templet for river systems. *Freshwat. Biol*., 31: 265-275.

Unione Europea (2000) DIRETTIVA 2000/60/CE detta Water Framework Directive. 23.10.2000.

Urrutia, J (1987) *Partial orders and euclidean geometry*. In: Algorithms and Order, Rival I (ed). NATO ASI series, Series C: Mathematical and Physical Science Vol. 255. Luwer Academic Publishers, Dordrecht, Sweden, 387-434.

US EPA (1987) The Enhanced Stream Water Quality Models QUAL2E and QUAL2E-UNICAS: Documentation and User Manual, EPA 600/3-87/007. US Environmental Protection Agency, Athens, Ga, USA.

USGS (2001) *PHABSIM for Windows. User's Manual and Exercises*. US Geological Survey, Fort Collins, Co, USA.

Valderrama, J (1981) The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Marine Chem*., 10: 109-122.

Vannote, RL, Minshall, GW, Cummins KW, Sedell, JR, Cushing CE (1980) The River Continuum Concept. *Can. J. of Fish. Aq. Sc*., 37: 130-137.

Vismara R, Eggadi F, Garuti G, Pergetti M, Pagliughi A (2000) Linee guida per il dimensionamento degli impianti di fitodepurazione a macrofite radicate emergenti: gli esempi internazionali ed una proposta italiana. *IA Ing. Amb*., XXIX (3/4): 164-176.

Ward JV (1998) Riverine landscapes: biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. *Biol. Conservation*, 83(3): 269-278.

Welzl G, Voigt K, Rediske G (1998) *Visualization of Environmental Pollution – Hasse diagram Technique and Explorative Statistical Methods*. Proceedings of the Workshop on Order Theoretical Tools in Environmental Sciences. 101-110.

Wills TC, Baker EA, Nuhfer AJ, Zorn TG (2006) Response of the benthic macroinvetrebrate community in a Northern Michigan stream to reduced summer streamflows. *Riv. Res. Appl.*, 22: 819-836.

Wilzbach MA, Cummins KW, Barnes TK, Trexler JC (2001) Channel-floodplain coupling in the Kissimmee River, Florida (USA): invertebrate movement and fish feeding. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie,* 28(1): 164-172.

Witter JV, van Stokkom HTC, Hendriksen G (2006) From river management to river basin management: a water manager’s perspective. *Hydrobiol.*, 565: 317-325.