



Valutazione dello stato di qualità degli ecosistemi di alcuni corsi d'acqua tributari del Ceresio e del Verbano

Programma triennale 2013 - 2015

1° Rapporto annuale

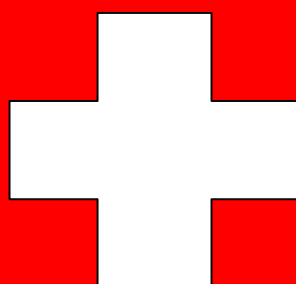
A cura di:

Sergio Canobbio, Riccardo Cabrini, Laura Sartori, Riccardo Fornaroli

Supervisore scientifico:

Valeria Mezzanotte

Università degli Studi di Milano-Bicocca



INDICE

1. INTRODUZIONE	3
2. TORRENTE BOLLETTA.....	8
2.1 Inquadramento territoriale e stazioni di campionamento	8
2.2 Qualità delle acque.....	11
2.3 Diatomee	17
2.4 Macroinvertebrati.....	22
2.5 Ittiofauna.....	27
2.6 Valutazione dello stato ecologico	30
2.7 Modellazione della qualità delle acque	32
2.8 Conclusioni	74
3. TORRENTE BOESIO	76
3.1 Inquadramento territoriale e stazioni di campionamento	76
3.2 Qualità delle acque e idromorfologia	79
3.3 Disegno sperimentale per l'analisi delle alterazioni chimiche e idromorfologiche.....	83
3.4 Macroinvertebrati.....	84
3.5 Valutazione dello stato ecologico	96
3.6 Conclusioni	97
4. FIUME BARDELLO	98
4.1 Inquadramento territoriale e stazioni di campionamento	98
4.2 Qualità delle acque e analisi idromorfologica	100
4.3 Macroinvertebrati.....	104
4.4 Ittiofauna.....	115
4.5 Valutazione dello stato ecologico	118
4.6 Conclusioni	119

REVISIONE 1.1 - 14 ottobre 2014

1. INTRODUZIONE

I tributari dei grandi laghi prealpini sono, per la natura stessa della loro interazione con il corpo idrico recettore, elementi nevralgici per il mantenimento del buono stato di qualità complessivo del bacino di cui fanno parte. In primo luogo, essi esplicano un'azione fondamentale di connettività all'interno di un territorio che, frequentemente, è sottoposto a forte pressione antropica e in cui i corridoi ecologici e gli habitat tendono a ridursi fino alla completa sparizione. In secondo luogo, possono essere recettori di consistenti carichi inquinanti, in grado di compromettere il buono stato di qualità non solo delle proprie comunità biologiche, ma anche degli ambienti lacustri di cui sono immissari. Lo studio, la tutela e l'eventuale riqualificazione degli ambienti fluviali dei tributari sono, di conseguenza, strategici per il raggiungimento degli obiettivi di qualità previsti dalla normativa che, nella parte italiana dei bacini, recepisce i dettami della *Water Framework Directive* (WFD) dell'Unione Europea.

Nell'ambito dell'approccio integrato proposto dalla WFD assume un ruolo chiave, sia come indicatore delle condizioni rinvenute nei corpi idrici che come obiettivo ultimo degli strumenti di tutela, la biocenosi acquatica. E' ormai concetto consolidato che, in tali ambienti, la qualità delle comunità biologiche è influenzata da molteplici pressioni: tra queste sono senz'altro significative la qualità dell'acqua e il grado di integrità dell'ambiente idromorfologico. In ambienti antropizzati quali i bacini dei tributari dei laghi prealpini, ciò si traduce in un complesso di alterazioni che si sovrappongono, si mascherano vicendevolmente e possono presentare effetti additivi o sinergici.

Tale situazione ambientale, che in letteratura è nota come *multi-stressor environment* (Canobbio *et al*, 2009; Ormerod *et al*, 2010), pone problemi di notevole rilevanza:

- L'incapacità di determinare quali siano le reali **cause** delle eventuali alterazioni riscontrate;
- L'inidoneità degli strumenti di monitoraggio ordinario a valutare il diverso **peso** di pressioni concomitanti;
- La difficoltà nel fornire adeguati strumenti di supporto ai processi decisionali per la definizione delle **priorità** per gli interventi di riqualificazione e ripristino.

Tali problematiche, in ultima analisi, devono essere affrontate con un approccio il più possibile innovativo, che superi i limiti del monitoraggio ordinario, utile per la definizione dello stato di qualità complessivo di un corpo idrico ma per sua stessa natura non idoneo ad approfondimenti sito-specifici, spostando il baricentro della ricerca **sull'indagine delle relazioni causali in ambito ecologico** (Carter *et al*, 2009). La valutazione dei rapporti causa-effetto tra pressioni multiple e comunità biologiche che ne subiscono l'influenza ha come conseguenza diretta e desiderabile la possibilità di **identificare in maniera univoca quali interventi, nell'ambito della pianificazione, siano i più**

efficaci per il recupero o il mantenimento dello stato di qualità. In questo senso, il programma triennale di analisi ecologica di cui il presente rapporto mostra i primi risultati non è un programma di sorveglianza né di classificazione dello stato ecologico inteso in senso normativo, ambiti per i quali sono già attivi i monitoraggi operativi e di sorveglianza espletati da ARPA Lombardia. Nel rapporto sono tuttavia contenute, a fini di confronto con i dati istituzionali, le classificazioni di alcune componenti dello stato ecologico dei tributari indagati, che vengono (soprattutto per ciò che riguarda il torrente Boesio e il fiume Bardello) interlocutoriamente proposte mentre si acquisiscono i dati sufficienti (e necessari) alle analisi statistiche necessarie all'individuazione dei nessi causali tra alterazioni ed effetti sulle comunità biologiche, a cui si è accennato in precedenza.

Lo **studio sperimentale delle relazioni causali tra stress multipli e comunità biologiche, vero scopo del programma triennale**, presuppone:

- L'applicazione di protocolli di **campionamento sito-specifici**, con una diversa risoluzione rispetto a quanto avviene per il monitoraggio ordinario delle comunità biologiche (solitamente a livello di microhabitat) e con la raccolta di dati quantitativi relativi alle diverse pressioni presenti;
- Un disegno sperimentale, nella scelta dei siti di campionamento, tale da permettere il monitoraggio di **situazioni diversificate lungo gradienti** di alterazione, creati, ad esempio, dalla presenza di inquinanti particolari o dalla perdita di habitat specifici;
- L'elaborazione dei dati mediante tecniche statistiche idonee alla gestione di un numero ragguardevole di variabili (**analisi multivariata**) e alla valutazione di relazioni ascrivibili non alla tendenza centrale tra i dati, ma al ruolo delle alterazioni come fattori limitanti (**regressione quantile**).

Tali metodologie costituiscono la base applicativa di una scuola di pensiero (i.a. Downes, 2010) che, nell'ambito del dibattito accademico internazionale, si sta imponendo come una delle più valide nel supportare concretamente l'attività di pianificazione e progettazione di interventi integrati di riqualificazione.

All'interno del sistema dei tributari dei laghi Ceresio e Verbano sono stati individuati tre casi di studio che, per le caratteristiche specifiche dei sottobacini, appaiono significativi per le dinamiche occorrenti e prioritari per eventuali programmi di recupero. Tali corpi idrici sono il torrente Bolletta (immissario del Ceresio), il torrente Boesio e il fiume Bardello (immissari del Verbano).

Ciascuno dei tre corpi idrici studiati presenta specificità geografiche e idromorfologiche, ed è sottoposto a pressioni di origine antropica di varia natura. Ne consegue che gli impatti a cui possono essere sottoposti i loro ecosistemi e i corpi idrici di cui sono tributari siano, a loro volta, differenti. Per

ciascuno dei tre corpi idrici è stato individuato un programma di studi e un disegno sperimentale differente, che, nel corso del triennio 2013-2015, porterà a focalizzare l'attenzione sulle dinamiche e sulle fragilità proprie dei tre diversi ambienti analizzati.

In particolare, il torrente Bolletta presenta criticità relative, prima di tutto, alla qualità delle acque e ai carichi inquinanti che veicola nel Ceresio. Punto focale delle indagini è stato ed è, dunque, la modellizzazione dei parametri e delle dinamiche occorrenti alle sostanze inquinanti riversate nel bacino in diverse condizioni idrauliche. In particolare, questa prima relazione si focalizza sulla qualità delle acque in tempo asciutto ed in regime idraulico di magra.

Obiettivo primario della ricerca per il torrente Bolletta: definizione dei carichi inquinanti gravanti sul bacino, nonché della loro ripartizione rispetto alle diverse sorgenti e ai diversi regimi idraulici.

Attività di monitoraggio - Anno 1

- Valutazione dello stato di qualità delle acque del torrente Bolletta nei diversi regimi idraulici;
- Valutazione dello stato di qualità delle comunità biologiche (macroinvertebrati, ittiofauna, diatomee) del torrente Bolletta;
- Valutazione degli habitat presenti nel torrente Bolletta;
- Caratterizzazione in tempo asciutto degli scarichi presenti sul torrente Bolletta;
- Definizione e ripartizione dei carichi gravanti sul bacino in tempo asciutto;
- Determinazione del contributo a lago dei carichi inquinanti provenienti dal torrente Bolletta in tempo asciutto;

Il torrente Boesio presenta criticità legate sia alla qualità delle acque che alla banalizzazione morfologica dell'alveo e dell'ecotono ripario, che hanno effetti sinergici nell'impattare le comunità biologiche residenti. In una situazione di tale complessità, è di primaria importanza la definizione delle relazioni causali tra le alterazioni multiple e le comunità biologiche, al fine di determinare gli interventi di riqualificazione più efficaci e la loro priorità. Tale obiettivo può essere raggiunto solo raccogliendo una notevole quantità di dati. In particolare, si sta adottando un protocollo di campionamento dei macroinvertebrati tale per cui, in presenza di centinaia di campioni diversi, ognuno definito da variabili ambientali di dettaglio raccolte sul campo, sarà possibile determinare gli effetti congiunti di diverse livelli di inquinamento delle acque e di diverse disponibilità di microhabitat sulla biodiversità e la

densità delle popolazioni invertebrate residenti nel torrente. **La tipologia del disegno sperimentale è tale che, in questa prima relazione, vengono presentati solo risultati parziali.**

Obiettivo primario della ricerca per il torrente Boesio: definizione delle relazioni causali tra le alterazioni multiple e le comunità biologiche, al fine di determinare gli interventi di riqualificazione più efficaci e la loro priorità.

Attività di monitoraggio - Anno 1

- Valutazione dello stato di qualità delle acque del torrente Boesio;
- Valutazione delle condizioni idromorfologiche del torrente Boesio (anche con la determinazione di variabili fisiche a livello di microhabitat);
- Valutazione dello stato di qualità delle comunità biologiche del torrente Boesio (macroinvertebrati) in punti rappresentativi dei gradienti sopra citati e determinazione delle caratteristiche funzionali degli ecosistemi indagati;

Lo stesso discorso vale per il fiume Bardello, dove si è adottato un protocollo di campionamento analogo a quello del torrente Boesio. **Di conseguenza, in questo primo rapporto intermedio vengono mostrati solo risultati parziali.** Nel Bardello l'attenzione è focalizzata non solo sugli effetti congiunti di alterazioni riguardanti la qualità delle acque e le caratteristiche idromorfologiche dell'alveo, ma anche sulla funzionalità ecologica del corridoio di collegamento tra il Lago di Varese e il Lago Maggiore, nonché sulla dispersione e l'invasività di specie aliene, quali alcuni tipi di gambero di fiume, il pesce siluro (*Silurus glanis*) e alcune specie di bivalvi.

Obiettivo primario della ricerca per il fiume Bardello: definizione delle relazioni causali tra le alterazioni multiple e le comunità biologiche, al fine di determinare gli interventi di riqualificazione più efficaci, la loro priorità e la funzionalità del corridoio ecologico.

Attività di monitoraggio - Anno 1

- Valutazione dello stato di qualità delle acque del fiume Bardello e individuazione del contributo del Lago di Varese nell'origine dei carichi inquinanti;
- Valutazione dello stato di qualità idromorfologico del fiume Bardello (anche con la determinazione di variabili fisiche a livello di microhabitat);
- Valutazione preliminare dell'ecotono fluviale del fiume Bardello come elemento di connettività tra i due laghi;

- Determinazione di gradienti di alterazione della qualità delle acque e di integrità idromorfologica;
- Valutazione dello stato di qualità delle comunità biologiche (macroinvertebrati, ittiofauna) del fiume Bardello in punti rappresentativi dei gradienti sopra citati e determinazione delle caratteristiche funzionali degli ecosistemi indagati.
- Valutazione preliminare dell'influenza data dalla presenza di specie alloctone invasive, quali *Procambarus clarkii* e *Corbicula fluminea*;

In tabella 1.1 sono indicate le metodiche analitiche utilizzate per la determinazione dei parametri investigati.

Tab. 1.1 – Metodi analitici utilizzati nel corso della ricerca.

Parametro	unità di misura	Tipologia	Codice metodo	Limite rilevabilità
Portata	m ³ /s	rilievo in campo con sonda velocità corrente e profondità	n/a	n/a
T	°C	rilievo in campo con sonda multiparametrica	IRSA 2100	n/a
DO	mg/L	rilievo in campo con sonda multiparametrica	APHA 4500-O-G	n/a
DO sat.	% sat	rilievo in campo con sonda multiparametrica	APHA 4500-O-G	n/a
Conducibilità elettrica	uS/cm	rilievo in campo con sonda multiparametrica	IRSA 2030	2 uS/cm
pH	u pH	pHmetro con elettrodo a vetro	IRSA 2060	n/a
COD	mg/L	retrotitolazione del bicromato di potassio residuo in cuvetta	IRSA 5135	5 mg/L
NH ₄ -N	mg/L	Determinazione spettrofotometrica all'indofenolo	IRSA 4030.A1	0,05 mg/L (cella 1 cm); 0,01 mg/L (cella 4 cm)
NO ₃ -N	mg/L	cromatografia ionica	IRSA 4020	0,1 mg/L
TP	mg/L	Determinazione spettrofotometrica	IRSA 4060	0,001 mg/L
TN	mg/L	Determinazione spettrofotometrica	IRSA 4060	0,1 mg/L
<i>E. coli</i>	UFC/100ml	Coltura su Agar cromogenico	IRSA 7030.D	n/a
Diatomee	n. individui	campionamento	ISPRA 2020	n/a
Macroinvertebrati	densità individui/superficie	Campionamento multihabitat proporzionale	ISPRA 2010	n/a
Ittiofauna	n. individui, lunghezza (cm), peso (g)	Elettropesca	ISPRA 2040	n/a

2. TORRENTE BOLLETTA

2.1 Inquadramento territoriale e stazioni di campionamento

Il bacino del torrente Bolletta è caratterizzato da un sistema di rogge e torrenti che confluiscono verso il Lago di Lugano attraversando l'abitato di Porto Ceresio, con una superficie di 21,92 Km² e con un'altitudine massima di 1129 m s.l.m. e minima di 275 m s.l.m. Esso raccoglie, da un lato, le acque di drenaggio dell'area montana compresa nei territori comunali di Bisuschio, Cuasso al Monte e Besano, e dall'altro le acque di drenaggio di fondovalle provenienti da aree umide e zone di ricarica dei territori afferenti al comune di Arcisate e limitrofi. Ne consegue che le caratteristiche idromorfologiche dei diversi rami possono essere anche molto diverse tra loro. Il tratto montano del torrente Bolletta vero e proprio, in sinistra orografica, è caratterizzato dalla presenza di numerosi affluenti, elevata pendenza media e ridotte dimensioni dell'alveo. Il torrente di fondovalle, che per un lungo tratto è chiamato roggia (o torrente) Molinara, è invece caratterizzato da alveo di medie dimensioni, maggior diversificazione degli habitat e pendenze modeste. Nel tratto pianeggiante, all'altezza di Cuasso al Piano e Porto Ceresio, il tratto terminale del Bolletta e la Roggia Molinara assumono caratteristiche iporitrili che, anche in virtù della prossimità al lago, sono vocazionali a comunità ittiche variamente composte, con ciprinidi reofili affiancati alla trota fario (Carta delle vocazioni ittiche, Provincia di Varese). Si segnala un terzo ramo, proveniente dalla destra orografica e chiamato torrente Briolo, dalle caratteristiche simili a quelle della roggia Molinara, ma proveniente da un sottobacino con un uso del suolo meno antropizzato.

L'analisi della conformazione delle aste fluviali che compongono il torrente Bolletta, unita allo studio delle pressioni agenti sul bacino, ha portato all'identificazione di una serie di stazioni di campionamento tali da permettere (1) la caratterizzazione di parti del sistema fluviale dotate di specificità proprie e (2) l'influenza delle principali criticità relative alla qualità delle acque e alla valenza idromorfologica. Per ottenere questo risultato, sono state disposte stazioni di campionamento su ciascuno dei torrenti principali (Molinara, Briolo, Bolletta), avendo l'accortezza di collocare stazioni a monte e a valle delle principali fonti di impatto. Di queste ultime ne sono state identificate fondamentalmente due: gli scarichi degli impianti di depurazione di Arcisate e Cuasso al Monte.

Alla luce di quanto esposto, sono state individuate 9 stazioni di campionamento, descritte in tabella 2.1 e la cui ubicazione lungo il reticolo idrico è mostrata in figura 2.1.



Coordinate dei punti di campionamento (WGS84/UTM32)

- | | |
|---------------------------|---------------------------|
| 1: 490182, 5078940 | 6: 491267, 5082228 |
| 2: 490062, 5079262 | 7: 491464, 5082513 |
| 3: 490875, 5081787 | 8: 491895, 5083613 |
| 4: 490863, 5081945 | 9: 488806, 5083714 |
| 5: 491170, 5082335 | |

Fig. 2.1 - Localizzazione dei siti di campionamento.

6 stazioni sono posizionate lungo l'asta fluviale di fondovalle: 3 lungo la roggia Molinara (BOL1, BOL2, BOL3), 1 nel tratto dopo la confluenza tra Molinara e Briolo (BOL6), 2 dopo la confluenza con il tratto montano del torrente Bolletta (BOL7 e BOL8). 1 stazione è ubicata lungo il torrente Briolo, in chiusura di sottobacino (BOL4), mentre 2 sono posizionate lungo il tratto montano del Bolletta: una ad una quota elevata (BOL9) e l'altra in chiusura di sottobacino (BOL5). La valutazione delle comunità biologiche è avvenuta nelle tre stazioni BOL5, BOL6 e BOL7, al fine di quantificare l'influenza reciproca del tratto montano del Bolletta e del ramo di fondovalle nel determinare la composizione delle comunità stesse.

Tab. 2.1 – Descrizione dei siti di campionamento

SITO	NOME
BOL1	Roggia Molinara a monte del depuratore di Arcisate
BOL2	Roggia Molinara a valle del depuratore di Arcisate
BOL3	Roggia Molinara a monte della confluenza con il torrente Briolo
BOL6	Molinara-Briolo a monte della confluenza con il torrente Bolletta
BOL7	Torrente Bolletta a valle delle confluenze
BOL8	Torrente Bolletta alla foce
BOL4	Torrente Briolo a monte della confluenza con la roggia Molinara
BOL9	Rio Valle San Giovanni
BOL5	Torrente Bolletta a monte della confluenza con Molinara-Briolo

2.2 Qualità delle acque

I parametri relativi alla qualità delle acque del torrente Bolletta sono stati determinati nei 9 siti ubicati sui tre rami principali, e associati con valori di portata. I parametri quantificati sono stati temperatura, ossigeno disciolto e conducibilità (sul campo), nonché COD, pH, azoto ammoniacale, azoto nitrico, fosforo totale e *Escherichia coli* (in laboratorio).

Con i valori dei macrodescrittori raccolti nelle 5 stazioni di campionamento della qualità dell'acqua (Tabelle da 2.4 a 2.8) è stato possibile definire lo stato di qualità LIMeco (elementi chimico-fisici a sostegno della determinazione dello stato ecologico complessivo), secondo la classificazione del D.M. 260/2010 riportata nella tabella 2.3. La tabella di riferimento per la determinazione del valore dell'indice LIMeco è, invece, riportata in tabella 2.2.

Tab. 2.2 - Soglie per l'assegnazione dei punteggi ai singoli parametri per ottenere il punteggio LIMeco.

	Punteggio	Livello 1	Livello 2	Livello 3	Livello 4	Livello 5
Parametro		1	0,5	0,25	0,125	0
100-O ₂ % sat.	* Soglie	≥ 10	≥ 20	≥ 40	≥ 80	> 80
N-NH ₄ (mg/l)		≤ 0,03	≤ 0,06	≤ 0,12	≤ 0,24	>0,24
N-NO ₃ (mg/l)		≤ 0,6	≤ 1,2	≤ 2,4	≤ 4,8	>4,8
Fosforo totale (µg/l)		≤ 50	≤ 100	≤ 200	≤ 400	>400

* Punteggio da attribuire al singolo parametro

** Le soglie di concentrazione corrispondenti al Livello 1 sono state definite sulla base delle concentrazioni osservate in campioni (115) prelevati in siti di riferimento (49), appartenenti a diversi tipi fluviali. In particolare, tali soglie, che permettono l'attribuzione di un punteggio pari a 1, corrispondono al 75° percentile (N-NH₄, N-NO₃, e Ossigeno disciolto) o al 90° (Fosforo totale) della distribuzione delle concentrazioni di ciascun parametro nei siti di riferimento. I siti di riferimento considerati fanno parte di un database disponibile presso CNR-IRSA.

Tab. 2.3 - Classificazione di qualità secondo i valori di LIMeco

Stato	LIMeco
Elevato	≥ 0,66
Buono	≥ 0,50
Sufficiente	≥ 0,33
Scarso	≥ 0,17
Cattivo	< 0,17

In generale, si osservano criticità principalmente nelle stazioni BOL2 (posta lungo la roggia Molinara immediatamente a valle dello scarico dell'impianto di depurazione di Arcisate) e BOL8 (posta alla foce del torrente Bolletta, a valle dello scarico dell'impianto di depurazione di Cuasso). Nel primo caso, il giudizio LIMeco dei singoli campionamenti, influenzato dalle elevate concentrazioni per lo più di azoto ammoniacale e fosforo totale, oscilla tra il giudizio 3 "sufficiente" (in una sola campagna di campionamento, caratterizzata, peraltro, da portate nel torrente più elevate rispetto alle altre) e il giudizio 5 "cattivo". E', però, interessante notare come già nella stazione BOL3, posta qualche

chilometro a valle lungo la roggia Molinara, ma prima dell'immissione degli altri rami del torrente (Briolo e, successivamente, Bolletta), sia possibile osservare un recupero, con giudizi che oscillano tra il 3 "sufficiente" (in un solo caso) e l'1 "elevato". Nella stazione BOL8 il giudizio di qualità oscilla tra 3 "sufficiente" e 4 "scarso".

Tab. 2.4 – Valori di portata e dei parametri chimici, fisici e microbiologici nelle stazioni campionate lungo il torrente Bolletta, maggio 2013.

22/05/2013	Portata (m3/s)	T (°C)	DO (mg/L)	DO (%)	Cond. (µS/cm)	pH	COD (mg/L)	NH4-N (mg/L)	TP (mg/L)	<i>E. coli</i> (UFC/100ml)	NO3-N (mg/L)	LIMeco	Giudizio
BOL1	0,363	11,6	9,79	95,1	351	7,63	13	0,065	0,093	200	1,676	0,500	2
BOL2	0,425	11,8	9,40	91,9	402	7,85	17	0,666	0,109	12520	1,521	0,375	3
BOL3	0,957	12,0	9,90	96,6	402	7,67	15	0,285	0,081	2933	2,087	0,438	3
BOL6	1,022	12,4	9,86	97,0	419	8,24	15	0,181	0,084	3333	1,524	0,469	3
BOL7	2,130	11,7	10,06	97,2	172	7,67	13	0,042	0,041	310	1,938	0,688	1
BOL8	2,373	12,7	9,91	98,0	294	7,72	15	0,226	0,063	800	1,220	0,469	3
BOL4	0,170	11,5	10,02	96,5	501	7,95	14	0,000	0,068	0	1,632	0,688	1
BOL9	0,221	10,6	9,95	98,2	61	7,07	11	0,001	0,005	0	1,110	0,875	1
BOL5	0,940	11,1	10,27	97,9	85	7,34	12	0,000	0,004	420	1,762	0,813	1

Tab. 2.5 – Valori di portata e dei parametri chimici, fisici e microbiologici nelle stazioni campionate lungo il torrente Bolletta, luglio 2013.

22/07/2013	Portata (m3/s)	T (°C)	DO (mg/L)	DO (%)	Cond. (µS/cm)	pH	COD (mg/L)	NH4-N (mg/L)	TP (mg/L)	<i>E. coli</i> (UFC/100ml)	NO3-N (mg/L)	LIMeco	Giudizio
BOL2	0,055	19,3	5,94	67,6	809	7,48	18	0,975	1,340	1500	5,905	0,063	5
BOL3	0,102	16,3	9,31	98,9	569	8,34	13	0,015	0,635	1167	0,425	0,750	1
BOL6	0,140	16,2	9,56	101,1	553	8,28	13	0,000	0,530	350	0,030	0,750	1
BOL7	0,185	17,8	10,50	110,1	477	8,35	14	0,025	0,560	100	0,040	0,625	2
BOL8	0,233	20,0	9,68	110,6	702	7,80	21	0,040	1,320	1100	4,310	0,281	4
BOL4	0,045	15,4	9,13	95,1	523	8,15	13	0,013	0,075	1500	0,020	0,875	1
BOL5	0,039	18,5	9,15	101,5	242	8,06	14	0,015	0,037	700	1,545	0,813	1

Tab. 2.6 – Valori di portata e dei parametri chimici, fisici e microbiologici nelle stazioni campionate lungo il torrente Bolletta, ottobre 2013.

02/10/2013	Portata (m3/s)	T (°C)	DO (mg/L)	DO (%)	Cond. (µS/cm)	pH	COD (mg/L)	NH4-N (mg/L)	TP (mg/L)	<i>E. coli</i> (UFC/100ml)	NO3-N (mg/L)	LIMeco	Giudizio
BOL1	0,015	14,7	6,72	69,5	677	7,70	2	0,070	0,020	850	3,850	0,406	3
BOL2	0,041	16,8	7,06	76,5	822	7,39	7	0,098	1,760	4967	9,272	0,125	5
BOL3	0,075	14,5	9,82	100,5	611	8,11	4	0,010	0,610	1800	4,115	0,531	2
BOL6	0,099	14,3	9,86	100,2	579	8,23	4	0,000	0,305	900	3,645	0,563	2
BOL7	0,205	14,3	10,11	102,8	454	8,13	2	0,012	0,190	633	2,663	0,594	2
BOL8	0,210	15,4	9,69	100,8	743	7,89	9	0,040	0,620	5500	4,430	0,406	3
BOL4	0,040	13,5	9,77	97,9	530	8,18	1	0,020	0,055	300	1,555	0,688	1
BOL9	0,003	13,8	8,92	93,5	125	6,68	2	0,000	0,007	10	2,038	0,813	1
BOL5	0,068	14,4	10,11	103,0	232	7,83	2	0,004	0,008	150	1,783	0,813	1

Tab. 2.7 – Valori di portata e dei parametri chimici, fisici e microbiologici nelle stazioni campionate lungo il torrente Bolletta, dicembre 2013.

10/12/2013	Portata (m3/s)	T (°C)	DO (mg/L)	DO (%)	Cond. (µS/cm)	pH	COD (mg/L)	NH4-N (mg/L)	TP (mg/L)	<i>E. coli</i> (UFC/100ml)	NO3-N (mg/L)	LIMeco	Giudizio
BOL2	0,074	8,7	8,65	76,9	770	7,90	11	2,632	1,105	106067	4,489	0,094	5
BOL3	0,067	7,9	10,96	94,6	539	8,57	3	0,009	0,165	200	4,181	0,594	2
BOL6	0,231	7,9	11,49	99,2	538	8,74	9	0,044	0,090	615	1,716	0,563	2
BOL7	0,321	6,7	11,88	99,8	326	8,68	12	0,021	0,115	635	0,925	0,688	1
BOL8	0,381	8,1	11,05	95,8	460	8,33	5	2,265	1,638	4867	2,475	0,281	4
BOL4	0,209	8,2	11,25	98,0	540	8,66	17	0,104	0,150	10710	2,517	0,406	3
BOL9	0,068	8,8	10,68	98,9	82	7,49	6	0,005	0,040	0	0,525	1,000	1
BOL5	0,173	5,3	12,28	99,6	134	8,02	14	0,000	0,070	90	0,030	0,875	1

Tab. 2.8 – Valori di portata e dei parametri chimici, fisici e microbiologici nelle stazioni campionate lungo il torrente Bolletta, aprile 2014.

15/04/2014	Portata (m3/s)	T (°C)	DO (mg/L)	DO (%)	Cond. (µS/cm)	pH	COD (mg/L)	NH4-N (mg/L)	TP (mg/L)	<i>E. coli</i> (UFC/100ml)	NO3-N (mg/L)	LIMeco	Giudizio
BOL1	0,061	11,8	9,27	90,8	580	8,51	2	0,043	0,000	3823	3,092	0,656	2
BOL2	0,103	13,0	8,41	83,3	694	8,00	8	0,065	0,805	6000	5,970	0,188	4
BOL3	0,043	9,1	11,30	101,4	507	8,58	2	0,000	0,000	30	1,610	0,813	1
BOL6	0,302	10,6	11,80	106,0	535	8,92	3	0,089	0,190	8220	2,836	0,406	3
BOL7	0,389	9,9	11,65	106,6	471	8,65	3	0,106	0,155	8667	2,219	0,438	3
BOL8	0,516	11,4	12,60	119,1	599	8,42	6	0,020	0,400	7620	2,805	0,438	3
BOL4	0,269	10,4	11,32	104,8	546	8,87	3	0,000	0,255	1790	2,975	0,563	2
BOL9	0,012	12,6	9,92	100,8	101	7,90	2	0,000	0,000	20	0,325	1,000	1
BOL5	0,095	9,1	11,98	107,6	157	8,58	1	0,000	0,000	230	0,740	0,875	1

La media dei punteggi ottenuti nelle diverse campagne comporta il giudizio complessivo (tabella 2.9) 5 “cattivo” per la stazione BOL2 e 3 “sufficiente” per la stazione BOL8. Occorre, però, notare come il punteggio della stazione BOL8 sia molto vicino al limite del giudizio 4 “scadente”, onde evitare di sovrastimare la qualità del torrente Bolletta alla foce.

Tutte le altre stazioni presentano, come giudizio medio, il 2 “buono”, tranne le due stazioni (BOL5 e BOL9) ubicate lungo il tratto montano del torrente Bolletta, che presentano un giudizio 1 “elevato”, a testimonianza della varietà di situazioni presenti lungo le aste fluviali interessate dal monitoraggio

Tab. 2.9 – Giudizio complessivo di qualità, indice LIMeco.

SITO	100-O ₂ % sat.	N-NH4	N-NO3	TP	LIMeco	Giudizio
BOL1	0,750	0,333	0,167	0,833	0,521	2
BOL2	0,450	0,100	0,075	0,050	0,169	5
BOL3	1,000	0,800	0,350	0,350	0,625	2
BOL6	1,000	0,575	0,350	0,275	0,550	2
BOL7	0,900	0,750	0,425	0,350	0,606	2
BOL8	0,800	0,425	0,150	0,125	0,375	3
BOL4	1,000	0,850	0,350	0,375	0,644	2
BOL9	1,000	1,000	0,688	1,000	0,922	1
BOL5	1,000	1,000	0,450	0,900	0,838	1

Sulla base dei valori di concentrazione degli inquinanti analizzati e dei valori di portata definiti sul campo, è stato possibile determinare il carico inquinante transitante nelle diverse sezioni monitorate. La media dei carichi inquinanti per la sostanza organica (espressa come COD), l'azoto ammoniacale, l'azoto nitrico e il fosforo totale è espressa, come Kg/giorno, in tabella 2.10 ed è visualizzabile in figura 2.2. Il carico medio giornaliero di COD veicolato al Ceresio è risultato pari a circa 825 Kg, il carico giornaliero di azoto ammoniacale è risultato pari a poco meno di 25 Kg (prodotto quasi totalmente nel tratto terminale del torrente, tra le stazioni BOL7 e BOL8) mentre quello di azoto nitrico è risultato pari a circa 125 Kg/giorno. Il carico di fosforo totale è risultato essere poco meno di 25 Kg/giorno. E' opportuno notare come i carichi presentino una notevole variabilità (si osservino, infatti, le deviazioni standard in tabella 2.11 e in figura 2.2), data principalmente dal campionamento di maggio 2013, in cui il regime idraulico risultava notevolmente differente (morbida) rispetto agli altri campionamenti (magra). Per ovviare all'incertezza data da tale variabilità, si è provveduto ad una stima dei carichi in tempo asciutto modellizzando le aste fluviali in regime stazionario con il modello per la simulazione della qualità delle acque Qual2k. Si rimanda al paragrafo 2.7 per ulteriori approfondimenti.

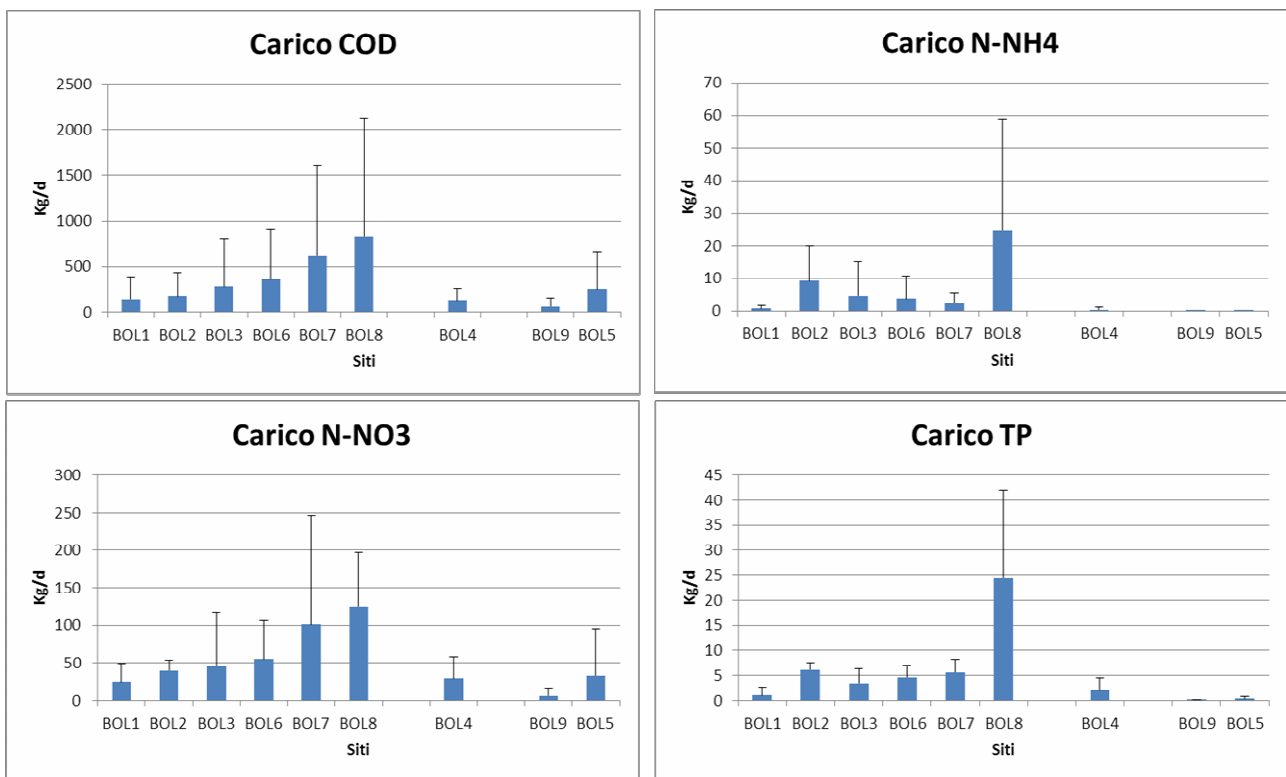
Tab. 2.10 – Media dei carichi inquinanti (Kg/giorno) transitanti nelle diverse sezioni rilevate.

SITO	COD Kg/d	NH4-N Kg/d	NO3-N Kg/d	TP Kg/d
BOL1	145,10	0,79	24,59	0,98
BOL2	176,85	9,36	39,74	6,17
BOL3	275,64	4,76	46,61	3,44
BOL6	360,91	3,84	54,87	4,64
BOL7	615,22	2,49	100,94	5,65
BOL8	825,14	24,66	124,75	24,49
BOL4	128,52	0,40	28,82	2,02
BOL9	59,41	0,01	6,27	0,08
BOL5	250,03	0,01	33,07	0,31

Tab. 2.11 – Deviazione standard dei carichi inquinanti (Kg/giorno) transitanti nelle diverse sezioni rilevate.

SITO	COD Kg/d	NH4-N Kg/d	NO3-N Kg/d	TP Kg/d
BOL1	238,64	1,09	24,92	1,68
BOL2	257,45	10,77	13,64	1,27
BOL3	527,19	10,51	71,16	2,90
BOL6	551,72	6,86	51,66	2,41
BOL7	989,73	3,23	145,52	2,55
BOL8	1296,26	34,16	72,47	17,49
BOL4	124,50	0,82	28,74	2,40
BOL9	95,43	0,01	10,03	0,11
BOL5	413,32	0,02	61,61	0,43

Fig. 2.2 – Visualizzazione grafica dei carichi inquinanti (kg/giorno) transitanti nelle diverse sezioni rilevate.



2.3 Diatomee

Le Diatomee (Classe Bacillariophyceae) sono piccole alghe brune, unicellulari, munite di guscio siliceo (frustolo), generalmente delle dimensioni di pochi micrometri, che possono vivere isolate o formare colonie. Sono presenti in tutti gli ambienti acquatici. Si trovano alla base della catena trofica e rappresentano una delle principali componenti del fitobenthos. Presentano caratteristiche ecologiche che le rendono interessanti indicatori biologici: sono ubiquitarie, le comunità cambiano velocemente in risposta alle variazioni dello stato trofico delle acque, sono facilmente campionabili, presentano specie con esigenze ecologiche differenti e ben riconoscibili.

Il protocollo ministeriale per il campionamento delle diatomee bentoniche in ambiente fluviale è stato elaborato sulle indicazioni di norme internazionali (CEN EN 13946, CEN EN 14407) e prevede la raccolta di questi organismi su substrati duri, quali pietre e sassi, oppure, in mancanza di questi, su altri substrati, quali piante e fango. Il campionamento in questione è stato effettuato nelle sette stazioni di campionamento selezionate, ciascuna a valle di una delle derivazioni coinvolte nella sperimentazione, su substrato litico raschiando con uno spazzolino da denti una superficie complessiva di circa 0.1 m². In laboratorio i campioni sono stati digeriti per 7 giorni in acqua ossigenata (a temperatura ambiente), quindi per 24 ore in acido cloridrico. Dopo una serie di lavaggi con acqua deionizzata i frustuli delle diatomee ottenuti sono stati montati su vetrini portaoggetto con una goccia di Naphrax®, secondo le indicazioni del protocollo APAT-MATTM. Infine, i campioni sono stati identificati a livello di specie e contati al microscopio ottico Zeiss Axioplan 2 a 1250 ingrandimenti. La conta ha previsto l'identificazione di circa 400 individui (tra quelli ben riconoscibili). I dati sono stati utilizzati per l'applicazione dell'Intercalibration Common Metric Index (ICMi – valori di riferimento in Tabella 2.12), metodo indicato per il calcolo dell'Indice per diatomee nel D.Lgs. 260/2010 e descritto in dettaglio in Mancini & Sollazzo, 2009.

Tab. 2.12 - Valori di riferimenti per il calcolo dell'indice diatamico ICMi nel torrente Bolletta per il macrotipo fluviale C (Mancini & Sollazzo, 2009).

Elevato	Buono	Moderato	Scarso	Cattivo
0,84	0,65	0,55	0,26	< 0,26

Il campionamento è stato effettuato in tre siti: BOL5 (in chiusura del sottobacino montano del torrente Bolletta), BOL6 (in chiusura del sottobacino Briolo – Molinara) e BOL7 (a valle della confluenza, ma a monte dell'impianto di depurazione di Cuasso).

Sito BOL5

I due campionamenti 2013 hanno restituito un valore di indice ICMi sempre maggiore di 0,84, valore soglia tra la classe “Elevato” e “Buono”, nel macrotipo fluviale C., ponendo il sito in entrambi i mesi in classe “1-Elevato” (tabella 2.13).

Cocconeis placentula var. *lineata* risulta essere la specie più abbondante nel campionamento di ottobre, mentre in dicembre aumenta rispetto al mese precedente il numero di *Achnanthes minutissima*. Nei campioni già identificati appaiono solo sporadicamente *Achnanthes biasolettiana* e *Cymbella silesiaca*, altre specie caratteristiche tipiche di ambienti oligo- e oligomesotrofici.

Tab. 2.13 – Determinazione delle comunità diatomiche nel sito BOL5

	sett-13	dic-13
<i>Achnanthes biasolettiana</i>	5	7
<i>Achnanthes lanceolata</i> ssp <i>frequentissima</i>	13	0
<i>Achnanthes minutissima</i>	66	86
<i>Achnanthes subatomoides</i>	6	5
<i>Amphora inariensis</i>	4	3
<i>Amphora pediculus</i>	8	0
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i>	145	43
<i>Cymbella minuta</i>	0	4
<i>Cymbella silesiaca</i>	2	32
<i>Diatoma mesodon</i>	0	1
<i>Diatoma vulgare</i>	8	12
<i>Didymosphenia geminata</i>	0	2
<i>Fragilaria biceps</i>	0	2
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>gracilis</i>	0	12
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>mesolepta</i>	0	6
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>rumpens</i>	6	15
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>vaucheriae</i>	10	41
<i>Fragilaria ulna</i>	24	8
<i>Frustularia vulgare</i>	0	1
<i>Gomphonema clavatum</i>	0	4
<i>Gomphonema parvolum</i>	11	16
<i>Gomphonema tegestinum</i>	0	2
<i>Gyrosigma acuminatum</i>	0	1
<i>Melosira varians</i>	39	32
<i>Meridion circulare</i>	0	2
<i>Navicula cryptotenella</i>	0	2
<i>Navicula gregaria</i>	18	11
<i>Navicula helensis</i>	0	1
<i>Navicula radiosa</i>	19	2
<i>Navicula subminuscula</i>	5	3
<i>Navicula tripunctata</i>	1	1
<i>Nitzschia amphibia</i>	0	7
<i>Nitzschia dissipata</i>	0	8
<i>Nitzschia fonticola</i>	14	17
<i>Nitzschia inconspicua</i>	3	14
<i>Nitzschia linearis</i>	2	4
<i>Nitzschia wuellerstorffii</i>	1	1
<i>Reimeria sinuata</i>	9	5
<i>Surirella angusta</i>	1	0
Totale	420	413
Valore ICMi	0,91	0,95
Classe ICMi	1-Elevato	1-Elevato

Sito BOL6

Il campionamento di settembre 2013 ha restituito un valore di indice ICMi maggiore di 0,84, mentre il campionamento di dicembre 2013 ha restituito un valore di indice ICMi compreso tra 0,65 e 0,84. I risultati pongono i due campionamenti rispettivamente in classe “1-Elevato” e “2-Buono” (tabella 2.14).

Tab. 2.14 – Determinazione delle comunità diatomiche nel sito BOL6.

	sett-13	dic-13
<i>Achnantes minutissima</i>	27	0
<i>Achnanthes hungarica</i>	0	2
<i>Achnanthes lanceolata</i>	5	0
<i>Achnanthes lanceolata ssp frequentissima</i>	0	5
<i>Achnanthes minutissima</i>	0	11
<i>Achnanthes subatomoides</i>	0	5
<i>Amphora inariensis</i>	92	15
<i>Amphora pediculus</i>	0	18
<i>Cocconeis placentula var. euglypha</i>	0	26
<i>Cocconeis placentula var. lineata</i>	42	9
<i>Cocconeis pediculus</i>	38	23
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	3	0
<i>Cymbella affinis</i>	3	0
<i>Cymbella prostrata</i>	1	3
<i>Diatoma mesodon</i>	1	0
<i>Diatoma moniliformis</i>	2	1
<i>Diatoma vulgare</i>	4	16
<i>Fragilaria capucina var. vaucheriae</i>	11	0
<i>Fragilaria construens f. venter</i>	2	0
<i>Fragilaria ulna</i>	3	6
<i>Gomphonema clavatum</i>	7	4
<i>Gomphonema olivaceum</i>	1	0
<i>Gomphonema parvolum</i>	7	9
<i>Gyrosigma acuminatum</i>	15	7
<i>Melosira varians</i>	4	4
<i>Navicula cryptotenella</i>	2	0
<i>Navicula gregaria</i>	1	16
<i>Navicula lanceolata</i>	2	7
<i>Navicula menisculus</i>	14	7
<i>Navicula subhamulata</i>	2	6
<i>Navicula tripunctata</i>	82	38
<i>Nitzschia sigmoidea</i>	0	11
<i>Nitzschia amphibia</i>	0	3
<i>Nitzschia costei</i>	5	0
<i>Nitzschia dissipata</i>	4	36
<i>Nitzschia frustulum</i>	1	0
<i>Nitzschia inconspicua</i>	0	2
<i>Nitzschia linearis</i>	2	7
<i>Nitzschia puriformis</i>	0	2
<i>Nitzschia sigmoidea</i>	4	0
<i>Nitzschia sublinearis</i>	1	0
<i>Nitzschia wuellerstorffii</i>	0	8
<i>Reimeria sinuata</i>	1	0
<i>Roicosphenia abbreviata</i>	28	94
Totale	417	401
Valore ICMi	0,91	0,78
Classe ICMi	1-Elevato	2-Buono

In settembre la specie più abbondante è risultata essere *Amphora inariensis*, facilmente rinvenibile in acque mesotrofiche o eutrofiche, seguita da *Navicula tripunctata*, rinvenibile in acque mesotrofiche. Sono entrambe specie mediamente tolleranti. In dicembre, *Roicosphenia abbreviata* è la specie più presente, diffusa nelle acque correnti tipicamente oligotrofiche. Viene considerata una specie sufficientemente sensibile. Diminuiscono le specie *Amphora inariensis* e *Navicula tripunctata* che caratterizzavano il sito nel mese di ottobre.

In generale, le comunità risultano diverse da quelle del sito BOL5 e indicatrici di un carico trofico tendenzialmente superiore, in accordo con quanto determinato per le concentrazioni di nutrienti presenti nei due rami del torrente Bolletta.

Sito BOL7

Il campionamento di settembre 2013 ha restituito un valore di indice ICMi compreso tra 0,65 e 0,84, mentre il campionamento di dicembre 2013 ha restituito un valore di indice ICMi maggiore di 0,84. I risultati pongono i due campionamenti rispettivamente in classe “2-Buono” e “1-Elevato”, diversamente da quanto determinato per le stazioni BOL5 e BOL6, poste a monte (tabella 2.15).

In settembre la specie più abbondante risulta essere *Cocconeis placentula* var. *lineata*, specie considerata resistente a moderate concentrazioni inquinamento organico. In dicembre, diminuisce *Cocconeis placentula* var. *lineata*, mentre aumenta *Nitzschia dissipata*, tipica di ambienti mesotrofici. Specie come *Achnanthes lanceolata* ssp *frequentissima* e le specie del genere *Navicula*, specie tolleranti o comunque non sensibili, caratteristiche di ambienti mesotrofici, risultano sempre presenti nei due campionamenti.

In generale, si osserva una minor sensibilità dell'indice ICMi rispetto ad altri indicatori dello stato ecologico, quali l'indice LIMeco e l'indice STAR_ICMi dei macroinvertebrati. La tendenza alla sovrastima dello stato di qualità dei corpi idrici da parte dell'indice ICMi è ormai cosa nota, e le valutazioni effettuate nei siti del torrente Bolletta sono in accordo con questa indicazione.

Tab. 2.15 – Determinazione delle comunità diatomiche nel sito BOL7.

	sett-13	dic-13
<i>Achnanthes daonense</i>	1	0
<i>Achnanthes lanceolata</i> ssp <i>frequentissima</i>	36	4
<i>Achnanthes minutissima</i>	31	21
<i>Achnanthes oblonghella</i>	5	6
<i>Achnanthes scotica</i>	6	0
<i>Achnanthes subatomoides</i>	20	16
<i>Amphora inariensis</i>	15	25
<i>Amphora ovalis</i>	1	0
<i>Amphora pediculus</i>	14	12
<i>Caloneis permagna</i>	1	0
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>euglypha</i>	0	10
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i>	76	7
<i>Cocconeis pediculus</i>	13	7
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	2	1
<i>Cymbella prostrata</i>	1	0
<i>Cymbella silesiaca</i>	3	2
<i>Diatoma moniliformis</i>	0	11
<i>Diatoma vulgare</i>	5	23
<i>Didymosphenia geminata</i>	2	0
<i>Fragilaria biceps</i>	2	0
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>rumpens</i>	0	5
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>vaucheriae</i>	15	6
<i>Fragilaria ulna</i>	4	4
<i>Gomphonema angustum</i>	6	0
<i>Gomphonema clavatum</i>	1	7
<i>Gomphonema lagerheimii</i>	0	3
<i>Gomphonema parvolum</i>	9	18
<i>Gomphonema pumilum</i>	4	0
<i>Gyrosigma acuminatum</i>	1	2
<i>Melosira varians</i>	8	5
<i>Navicula cryptotenella</i>	18	2
<i>Navicula flantica</i>	3	0
<i>Navicula gregaria</i>	16	31
<i>Navicula menisculus</i>	9	36
<i>Navicula radiosa</i>	3	1
<i>Navicula schoenfeldii</i>	1	1
<i>Navicula splendicula</i>	1	32
<i>Navicula subminuscula</i>	6	8
<i>Navicula tripunctata</i>	34	13
<i>Navicula viridula</i> var. <i>viridula</i>	1	2
<i>Nitzschia amphibia</i>	18	2
<i>Nitzschia capitellata</i>	1	0
<i>Nitzschia commutata</i>	6	0
<i>Nitzschia constricta</i>	1	0
<i>Nitzschia dissipata</i>	1	56
<i>Nitzschia fonticola</i>	0	6
<i>Nitzschia inconspicua</i>	7	26
<i>Nitzschia linearis</i>	1	2
<i>Nitzschia perminuta</i>	0	4
<i>Nitzschia pura</i>	1	0
<i>Nitzschia puriformis</i>	3	0
<i>Nitzschia sigmoidea</i>	0	1
<i>Nitzschia wuellerstorffii</i>	0	2
<i>Reimeria sinuata</i>	4	2
<i>Roicosphenia abbreviata</i>	14	26
Totale	431	448
Valore ICMi	0,83	0,89
Classe ICMi	2-Buono	1-Elevato

2.4 Macroinvertebrati

La determinazione della composizione delle comunità macroinvertebrate e la definizione dell'indice di qualità connesso (indice STAR_ICMi) è avvenuta nei siti BOL5, BOL6 e BOL7. E' stato anche effettuato un campionamento nel sito BOL8, che è stato successivamente non più utilizzato per la sua bassa rappresentatività (influenza del lago e scarsissima disponibilità di habitat, caratteristiche che non avrebbero permesso di comprendere l'effettiva influenza della qualità delle acque sulla composizione delle comunità).

I campionamenti sono stati effettuati in modo quantitativo secondo la procedura *multihabitat proporzionale*, utilizzando un retino Surber e definendo a priori le abbondanze relative dei diversi substrati (inorganici e organici) e habitat disponibili nel sito oggetto di campionamento. Successivamente, sono stati raccolti campioni dai diversi substrati in funzione della loro presenza, fino a collezionare un totale di 10 campioni di 0,10 m² per sito, e il riconoscimento dei macroinvertebrati è stato effettuato al livello tassonomico di famiglia.

Per quanto riguarda l'indice STAR_ICMi sono state calcolate le sei metriche che lo compongono, relative a criteri riguardanti la ricchezza, l'abbondanza e la sensibilità delle comunità rinvenute, rappresentate in tabella 2.16. E' stato individuato il set di valori di riferimento, che è risultato essere 02AS6. Il set (tabella 2.17) e le soglie delle classi di qualità (tabella 2.18) sono gli stessi in tutte le stazioni considerate. Il calcolo dell'indice è stato effettuato con il software MacrOper versione 0.1.1, e verificato con un foglio di calcolo excel, di realizzazione propria, contenente gli algoritmi dell'indice.

Tab. 2.16 - Metriche utilizzate per il calcolo dell'indice STAR_ICMi.

Metriche che compongono lo STAR_ICMi e peso loro attribuito nel calcolo (da Buffagni et al., 2005; 2007, 2008; DM 260/2010).

Tipo di informazione	Tipo di metrica	Nome della Metrica	Taxa considerati nella metrica	Rif. Bibliografico	Peso
Tolleranza	Indice	ASPT	Intera comunità (livello di famiglia)	e.g. Armitage et al., 1983	0.333
Abbondanza/ Habitat	Abbondanza	Log ₁₀ (Sel_EPTD +1)	Log ₁₀ (somma di Heptageniidae, Ephemeridae, Leptophlebiidae, Brachycentridae, Goeridae, Polycentropodidae, Limnephilidae, Odontoceridae, Dolichopodidae, Stratyomidae, Dixidae, Empididae, Athericidae e Nemouridae +1)	Buffagni et al., 2004; Buffagni & Erba, 2004	0.266
	Abbondanza	1-GOLD	1 - (Abbondanza relativa di Gastropoda, Oligochaeta e Diptera)	Pinto et al., 2004	0.067
Ricchezza /Diversità	Numero taxa	Numero totale di Famiglie	Somma di tutte le famiglie presenti nel sito	e.g. Ofenböck et al., 2004	0.167
	Numero taxa	Numero di Famiglie di EPT	Somma delle famiglie di Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera	e.g. Ofenböck et al., 2004; Böhmer et al., 2004.	0.083
	Indice Diversità	Indice di diversità di Shannon-Wiener	$D_{s-w} = -\sum_{i=1}^s \left(\frac{n_i}{A} \right) \cdot \ln \left(\frac{n_i}{A} \right)$	e.g. Hering et al., 2004; Böhmer et al., 2004.	0.083

Tab. 2.17 – Valori di riferimento delle metriche per la tipologia fluviale del torrente Bolletta.

Metrica	Tipo fluviale: 02AS1 Valori utilizzati: Macrotipo C generico
ASPT	6,311
LOG(Sel_EPTD+1)	2,597
1-GOLD	0,881
TAXA RICHNESS (fam)	29,25
TAXA RICHNESS (EPT_fam)	12,50
SHANNON INDEX	1,978
STAR_ICMi (complessivo)	0,992

Tab. 2.18 – Soglie per l'attribuzione dei giudizi di qualità.

Soglia inferiore del giudizio	Valore STAR_ICMi
ELEVATO	0,96
BUONO	0,72
MODERATO	0,48
SCARSO	0,24
CATTIVO	<0,24

I campionamenti condotti durante il mese di settembre nelle quattro stazioni scelte inizialmente hanno permesso di identificare due comunità piuttosto differenziate nelle stazioni BOL5 (parte terminale del tratto montano del Bolletta) e BOL6 (tratto pianeggiante a valle della confluenza tra Molinara e Briolo). In particolare, si segnala una maggior ricchezza di famiglie appartenenti agli ordini dei plecoteri, efemeroteri e tricoteri (EPT) nella stazione BOL5, mentre è notevole l'abbondanza di esemplari di crostacei gammaridi e di coleotteri elmidi nella stazione BOL6 (tabella 2.19). La stazione BOL7, ubicata a valle, riceve l'influenza positiva di entrambi i siti, presentando la comunità con, in assoluto, il più alto numero di famiglie e densità di individui consistenti.

La stazione BOL8 presenta una comunità piuttosto scarsamente diversificata, con solo 4 famiglie EPT (le più tolleranti a fenomeni di disturbo) e nessun individuo delle famiglie che compongono la metrica log(EPTD+1) elencate in tabella 2.16.

Nel mese di dicembre 2013 si sono osservate numerose famiglie EPT sia in BOL5 che in BOL6, anche se meno in BOL7. Come per il campionamento precedente, la differenziazione maggiore tra i due rami (montano e di fondovalle) è stata la presenza di una numerosa popolazione di crostacei (questa volta sia gammaridi che asellidi) nella stazione BOL6, mentre essi sono risultati assenti in

BOL5 (tabella 2.20). Ciò è in linea con quanto è lecito attendersi data la diversa idromorfologia e geografia dei due rami studiati.

Tab. 2.19 – Macroinvertebrati campionati nei diversi siti a settembre 2013.

Famiglie	BOL5	BOL6	BOL7	BOL8
Leuctridae	3	0	0	0
Baetidae	21	105	266	129
Heptageniidae	0	0	10	0
Ephemeraidae	1	0	8	0
Beraeidae	7	0	16	0
Goeridae	15	64	49	0
Hydropsychidae	9	88	137	61
Hydroptilidae	1	8	0	32
Leptoceridae	4	0	2	8
Rhyacophilidae	10	43	24	0
Elmidae	1	105	126	56
Athericidae	9	0	6	0
Ceratopogonidae	1	0	0	24
Chironomidae	51	40	354	769
Empididae	1	0	0	0
Limonidae	0	0	16	0
Muscidae	0	8	0	8
Simuliidae	27	0	24	40
Stratiomyidae	3	0	0	0
Tabanidae	4	0	5	3
Tipulidae	21	0	1	3
Gammaridae	0	656	265	57
Asellidae	0	0	49	219
Ancylidae	0	0	16	8
Lymnaeidae	6	0	16	0
Physidae	6	0	8	0
Planorbidae	0	0	0	8
Erpobdellidae	0	1	1	107
Glossiphoniidae	0	0	0	3
Lumbricidae	13	44	75	12
Tubificidae	4	0	8	113

Tab. 2.20 – Macroinvertebrati campionati nei diversi siti a dicembre 2013.

Famiglie	BOL5	BOL6	BOL7
Leuctridae	35	0	0
Baetidae	40	248	90
Heptageniidae	0	16	10
Beraeidae	24	0	0
Goeridae	8	32	15
Hydropsychidae	72	64	0
Hydroptilidae	0	16	5
Leptoceridae	0	8	0
Rhyacophilidae	16	41	5
Elmidae	8	96	110
Athericidae	63	0	5
Ceratopogonidae	8	0	5
Chironomidae	16	24	0
Empididae	8	0	10
Simuliidae	8	80	0
Tabanidae	1	0	0
Tipulidae	6	2	0
Coenagrionidae	0	1	0
Gammaridae	0	1072	330
Asellidae	0	160	0
Ancylidae	0	40	25
Lymnaeidae	66	0	40
Physidae	0	8	0
Dugesidae	0	16	0
Erpobdellidae	0	0	15
Lumbricidae	48	0	20
Tubificidae	32	32	10

I risultati ottenuti con i campionamenti, elaborati per definire le metriche che compongono l'indice multimetrico STAR_ICMi, hanno portato alla definizione dei valori medi, per ogni stazione, osservabili in tabella 2.21.

Tali valori permettono di assegnare ai siti BOL5 e BOL7 un giudizio di stato dell'Elemento di Qualità Biologica (EQB) "buono" (classe 2). Tali siti sono caratterizzati da una miglior qualità delle acque rispetto a BOL6, che è risultato in classe "sufficiente" e dove si sono osservati più facilmente scadimenti estemporanei per alcuni parametri chimico-fisici (nonostante il sito risulti in classe 2 "buona" per quanto riguarda l'indice LIMeco), che possono avere, presumibilmente, un effetto sulla composizione delle comunità macroinvertebrate. Il sito BOL8, invece, presenta uno stato EQB "scarso" (classe 4), a causa sia delle concentrazioni di inquinanti che caratterizzano il torrente in quel

tratto, sia delle peculiarità idromorfologiche del sito, che lo rendono non del tutto idoneo alla valutazione delle comunità biologiche (tabella 2.22).

Tab. 2.21 – Valori medi delle metriche che compongono l'indice STAR_ICMi, nei diversi siti.

Sito	ASPT	Family richness	EPT richness	1-GOLD	Indice di Shannon	Log SeIPTD+1
BOL5	5,750	20,0	8,0	0,618	2,143	1,561
BOL6	5,242	14,0	5,5	0,682	2,017	1,858
BOL7	5,615	19,0	6,5	0,739	2,030	1,741
BOL8	4,467	19,0	4,0	0,405	1,933	0,000

Tab. 2.22 – Stato dell'elemento di qualità biologica delle comunità macroinvertebrate del torrente Bolletta, nei diversi siti esaminati.

Sito	STAR_ICMi	Stato EQB	Classe
BOL5	0,761	BUONO	2
BOL6	0,700	MODERATO	3
BOL7	0,757	BUONO	2
BOL8	0,442	SCARSO	4

2.5 Ittiofauna

Nei siti interessati dal monitoraggio di comunità diatomiche e macroinvertebrate è anche stato effettuato il monitoraggio dell'ittiofauna, per valutare l'influenza della diversa qualità delle acque e della diversa idromorfologia dei due rami principali (Bolletta montano e Molinara-Briolo) del sistema fluviale sulle comunità ittiche.

In ogni sito è stata delimitata una parte di alveo in cui sono stati effettuati due passaggi successivi con un elettrostorditore spalleggiabile e alcuni retini. L'elettropesca ha consentito di prelevare, in modo non invasivo, gli individui delle diverse popolazioni ittiche presenti. Gli individui catturati sono stati riconosciuti a livello di specie, pesati e misurati. I dati raccolti sono stati utilizzati per la costruzione di curve di crescita, di cui si riportano alcuni esempi (Figure 2.3, 2.4, 2.5).

La checklist delle specie rinvenute per ogni sito, insieme alle stime di densità, espressa come numero di individui per metro quadro e numero di individui per ettaro, sono riportate in Tabella 2.23.

Tab. 2.23 - Checklist e densità media (espressa come individui/ettaro) dell'ittiofauna campionata nel torrente Bolletta nel 2013 e nel 2014.

	Specie	Nome comune	Sezione (m²)	n. individui	individui/ha
BOL5	<i>Salmo trutta</i>	Trota fario var atlantica	162	7	432,1
	<i>Cottus gobio</i>	Scazzone		8	493,8
	<i>Telestes muticellus</i>	Vairone		43	2654,3
	Totale			58	3580,2
BOL6	<i>Salmo trutta</i>	Trota fario var atlantica	228	20	877,2
	<i>Cottus gobio</i>	Scazzone		6	263,2
	<i>Telestes muticellus</i>	Vairone		182	7982,5
	Totale			208	9122,8
BOL7	<i>Salmo trutta</i>	Trota fario var atlantica	486	32	658,4
	<i>Cottus gobio</i>	Scazzone		3	61,7
	<i>Telestes muticellus</i>	Vairone		450	9259,3
	Totale			485	9979,4

Le comunità sono sempre risultate analoghe, sia tra siti diversi che nel tempo. Si osserva la compresenza di salmonidi (trota fario) e ciprinidi (vairone), con densità di individui tra loro molto diverse. In generale, la trota fario è sempre stata rinvenuta sotto forma di esemplari giovani (di almeno un anno) o adulti, mentre per quel che riguarda il vairone sono stati raccolti anche un numero molto elevato di avannotti, soprattutto nelle stazioni BOL6 e BOL7, che presentano un numero di rifugi e di

zone adatte a svolgere il ruolo di *nursery* per questa specie. Le comunità dei diversi siti sono tra loro confrontabili, e testimoniano la possibilità, da parte delle diverse popolazioni, di potersi spostare da un ramo all'altro del Bolletta, per lo meno nella zona vicina alla confluenza, senza risentire di condizioni eccessivamente diverse nei diversi siti.

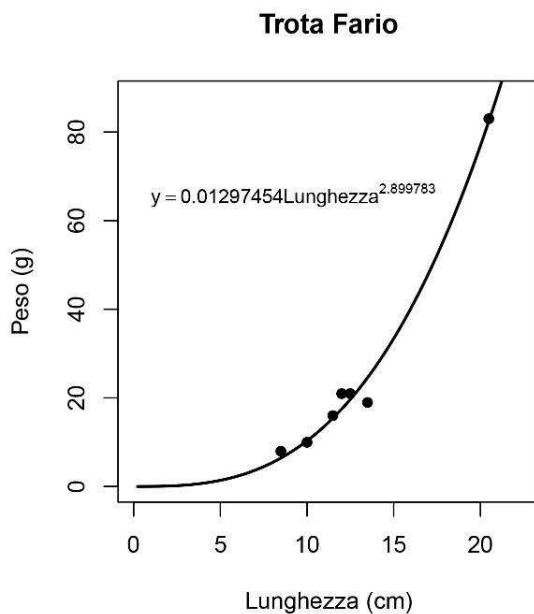


Fig. 2.3 – Curva di accrescimento della trota fario nel sito BOL5.

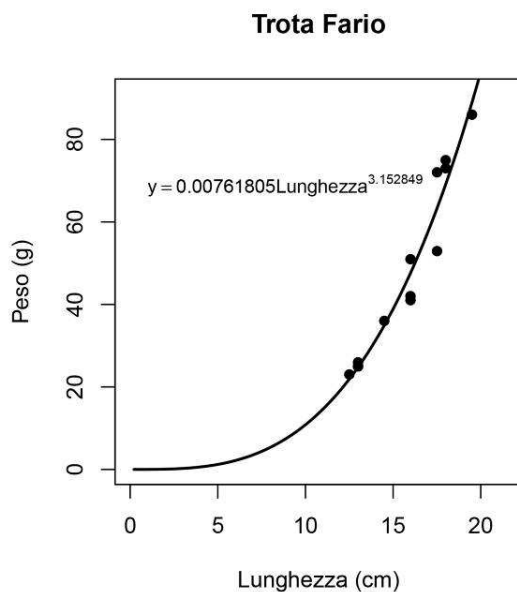


Fig. 2.4 – Curva di accrescimento della trota fario nel sito BOL6.

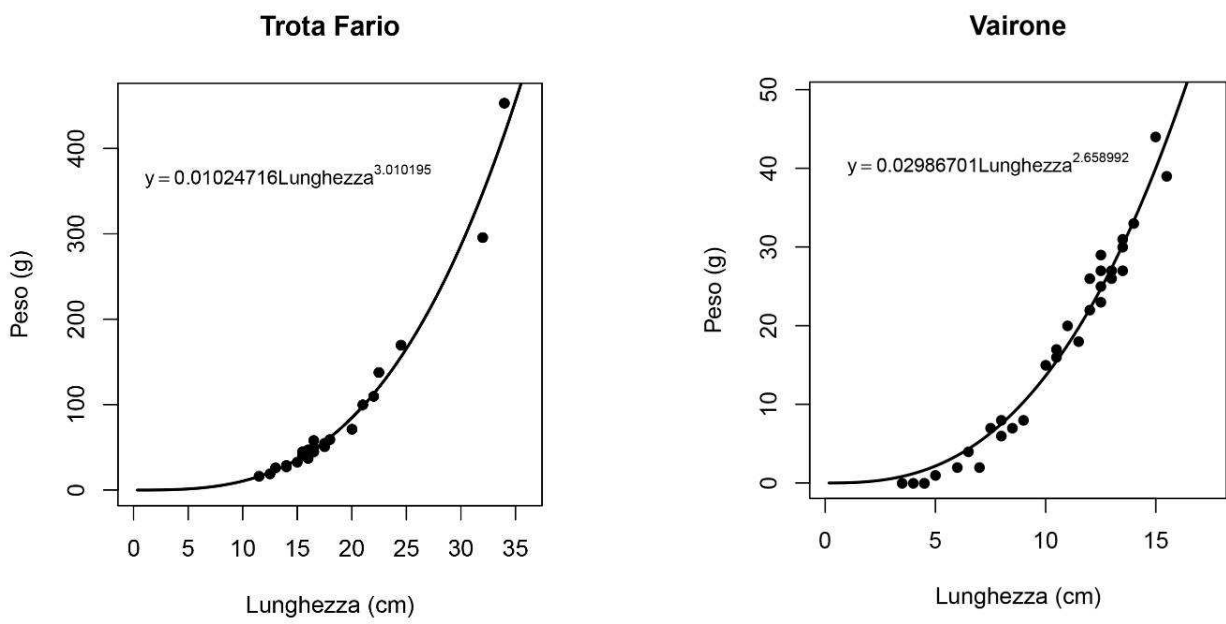


Fig. 2.5 – Curva di accrescimento della trota fario (a) e del vairone (b) nel sito BOL7.

2.6 Valutazione dello stato ecologico

La valutazione complessiva dello stato ecologico è stata effettuata secondo quanto previsto dal D.M. 260/2010, sulla base del giudizio ottenibile interpolando i due ingressi della tabella 2.24.

Tab. 2.24 – Metodologia per la determinazione dello stato ecologico complessivo dei fiumi.

		Giudizio peggiore da Elementi Biologici				
		<i>Elevato</i>	<i>Buono</i>	<i>Sufficiente</i>	<i>Scarso</i>	<i>Cattivo</i>
Elementi fisico-chimici a sostegno	<i>Elevato</i>	Elevato ⁽¹⁾	Buono	Sufficiente	Scarso	Cattivo
	<i>Buono</i>	Buono	Buono	Sufficiente	Scarso	Cattivo
	<i>Sufficiente, Scarso e cattivo</i>	Sufficiente	Sufficiente	Sufficiente	Scarso	Cattivo

⁽¹⁾Lo stato elevato deve essere confermato dagli elementi idromorfologici a sostegno

Le tre stazioni di campionamento rappresentative dei due principali rami del Bolletta, quello montano (BOL5) e quello di fondovalle (BOL6), e dell'ambiente fluviale che si origina dalla loro confluenza (BOL7), hanno presentato giudizi di qualità, per quel che riguarda gli elementi biologici e gli elementi chimico-fisici a sostegno, variabili tra l' "elevato" (giudizio sempre raggiunto per quel che riguarda le comunità diatomiche e, nel caso di BOL5, per l'indice LIMeco) e il "sufficiente" (tabella 2.25). Complessivamente, lo stato ecologico risulta "buono" nel ramo di monte e nel tratto originato dalla confluenza, mentre è "sufficiente" (pur con valori prossimi al "buono") nella roggia Molina a monte della confluenza.

Viceversa, per quel che riguarda il sito BOL8, i valori degli indicatori analizzati oscillano tra il giudizio "sufficiente" del LIMeco (ma con un valore numerico prossimo alla soglia del giudizio "scadente") e lo "scadente" dei macroinvertebrati. Il giudizio complessivo è, di conseguenza, "scadente".

Occorre precisare che la definizione dello Stato Ecologico, che è stata effettuata a fini di confronto con la classificazione istituzionale, è avvenuta nel primo anno della ricerca utilizzando due soli campionamenti di macroinvertebrati (uno per il sito BOL8).

Tab. 2.25 – Stato ecologico complessivo delle stazioni monitorate sul torrente Bolletta.

	BOL5	BOL6	BOL7	BOL8
<i>Elementi biologici</i>				
Diatomee	Elevato	Elevato	Elevato	n/a
Macroinvertebrati	Buono	Sufficiente	Buono	Scarso
<i>Elementi chimico-fisici</i>				
LIMeco	Elevato	Sufficiente	Buono	Sufficiente
Stato Ecologico	Buono	Sufficiente	Buono	Scarso

2.7 Modellazione della qualità delle acque

Individuazione della metodologia

Lo strumento scelto per le valutazioni riguardanti la qualità delle acque delle principali aste fluviali rinvenibili nel bacino del torrente Bolletta è stato il modello di simulazione QUAL2K (v. 2.11v8 – Chapra *et al.*, 2008), sviluppato dall'US EPA (*United States Environmental Protection Agency*) sulla base del precedente QUAL2E (US EPA, 1987). Come il suo predecessore, il modello QUAL2K è considerato, a livello internazionale, un punto di riferimento per la sua capacità di simulare in stato stazionario (*steady state*) le dinamiche dei principali inquinanti all'interno di un corso d'acqua.

Punti di forza del modello

L'utilizzo del modello QUAL2K permette, in funzione dei dati di input disponibili, la rappresentazione di un'asta fluviale in diverse condizioni meteorologiche, idrauliche e di pressioni agenti. Da ciò deriva la possibilità di individuare:

- Le pressioni e le sorgenti di inquinamento più significative;
- Le condizioni idrauliche e meteorologiche che comportano le criticità qualitative principali;
- I tratti fluviali in cui gli scadimenti di qualità sono più evidenti.

Il modello QUAL2K non è solo uno strumento idoneo a descrivere la realtà, ma permette anche la rappresentazione di scenari futuri (di intervento e/o di gestione) sulla base delle possibili proiezioni. E' possibile, nell'ambito di un sistema di supporto alle decisioni, effettuare in questo modo valutazioni strategiche quali la definizione quantitativa del beneficio atteso nell'applicazione di un intervento, o la stima del danno potenziale dovuto all'inserimento di una nuova sorgente inquinante.

Nell'ambito dei corpi idrici presenti nel bacino del torrente Bolletta (torrenti Molinara, Briolo e Bolletta stesso), dove la criticità principale è costituita dai carichi inquinanti gravanti e dall'incapacità del Ceresio di poterli assorbire senza scadimenti di qualità, il modello QUAL2K è una buona scelta sia per la rappresentazione dello stato attuale (con particolare riferimento, nell'ambito della distribuzione statistica dei dati, a scenari robusti o "centrali" quale, ad esempio, lo scenario medio per condizioni idrauliche di magra o di morbida) sia per la valutazione degli effetti delle attività di pianificazione e di intervento future.

Punti deboli del modello

Le criticità del modello sono di varia natura e dipendono, ovviamente, dall'uso che del modello stesso

si vuole fare: è dunque più corretto riferirsi ai punti deboli riguardanti *l'applicazione* del modello alla pianificazione.

La prima criticità, già preventivata quando si è privilegiato l'impiego del QUAL2K, è la limitatezza del suo utilizzo solo per quel che riguarda l'ambito della valutazione riguardante la qualità chimica, fisica e microbiologica delle acque. Benché questo sia un punto centrale dello studio, anche e soprattutto per via degli effetti negativi sulla qualità del Ceresio, le attività di pianificazione e di intervento ipotizzabili nell'area interessata dallo studio potrebbero essere volte ad un più completo risanamento, che riguarda anche gli equilibri idraulici e gli ecosistemi acquatici. Di conseguenza, l'insieme degli interventi riguardanti la qualità delle acque è solo una parte delle azioni previste, volte alla tutela e al recupero degli *ambienti fluviali* nella loro interezza. Con QUAL2K non è sempre possibile descrivere adeguatamente, quindi, quegli interventi che possono esercitare effetti anche considerevoli sull'integrità dell'ambiente fluviale, sulla riduzione del rischio idraulico, sulla tutela delle comunità biologiche, ma che solo marginalmente influenzano la presenza di sostanze inquinanti nel corpo idrico. Il raggiungimento dello stato di qualità ambientale "buono" previsto dalla normativa di riferimento, ad esempio, è conseguito anche in conformità alle valutazioni riguardanti la componente biologica dell'ecosistema a diversi livelli trofici. In questo, la tipologia di modellazione utilizzata non può fornire indicazioni dirette; tuttavia, lo scadimento di qualità chimico-fisica delle acque in alcuni tratti del torrente è tale che si deve comunque considerare il miglioramento della qualità delle acque come condizione iniziale e imprescindibile per poi poter ottenere miglioramenti consistenti anche in altri ambiti di valutazione.

La seconda criticità di base è relativa all'impossibilità di descrivere adeguatamente situazioni di tipo dinamico, come ad esempio il transito di colmi di piena nel corso d'acqua o lo sversamento di carichi inquinanti consistenti attraverso gli scolmatori di piena delle reti fognarie. Tali episodi sono, intrinsecamente, non stazionari: la quantità d'acqua veicolata e la sua qualità dipendono da un elevato numero di variabili (primo tra tutte il tempo di corrivazione, che può essere molto diverso a seconda del tratto fluviale o della parte di rete fognaria considerati, specie nel caso di bacini come quello del Bolletta, dove sono individuabili sia ampie aree montane boscate che aree di pianura impermeabilizzate) che non possono essere gestite da un modello quale il QUAL2K in assenza di una base conoscitiva adeguata. Le tipologie di eventi sopra descritte, di conseguenza, possono essere visualizzate utilizzando il QUAL2K solo come "istantanee" di un dato momento idraulico, a fronte, comunque, di un elevato grado di incertezza. Il problema è rilevante, poiché sono stati ipotizzati episodi estemporanei di inquinamento delle acque con apporto di notevoli carichi inquinanti a lago nel corso di eventi meteorici e, di conseguenza, situazioni idrauliche non stazionarie.

Principi di funzionamento del modello QUAL2K

QUAL2K è un modello completo e versatile per la simulazione della qualità delle acque dei fiumi. Ha sostituito il suo predecessore QUAL2E dopo essere stato sviluppato nell'ambito di una cooperazione tra l'*US EPA Center for Water Quality Modeling*, la *Tufts University* e l'*Environmental Research Laboratory (Athens, GA)*.

Il modello è applicabile a corsi d'acqua ramificati che possano essere considerati ben miscelati, assumendo 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, QUAL2K 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.

Operando come modello statico, QUAL2K 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, unitamente ad un programma di campionamento, per identificare le caratteristiche quali-quantitative di sorgenti di carichi inquinanti diffuse.

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, 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.

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.

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:

1. Rappresentazione concettuale
2. Rappresentazione funzionale

3. 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.

Rappresentazione concettuale

La figura 2.6 mostra un tratto (n) di corso fluviale che è stato diviso in un numero di sottotratti o elementi computazionali, ciascuno di lunghezza Δx .

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 (Q_{x_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 ($Q \cdot C$) 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_{xCx_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.

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 2.7 può essere rappresentato concettualmente mediante la sequenza di tratti ed elementi computazionali mostrata nella parte destra della stessa figura.

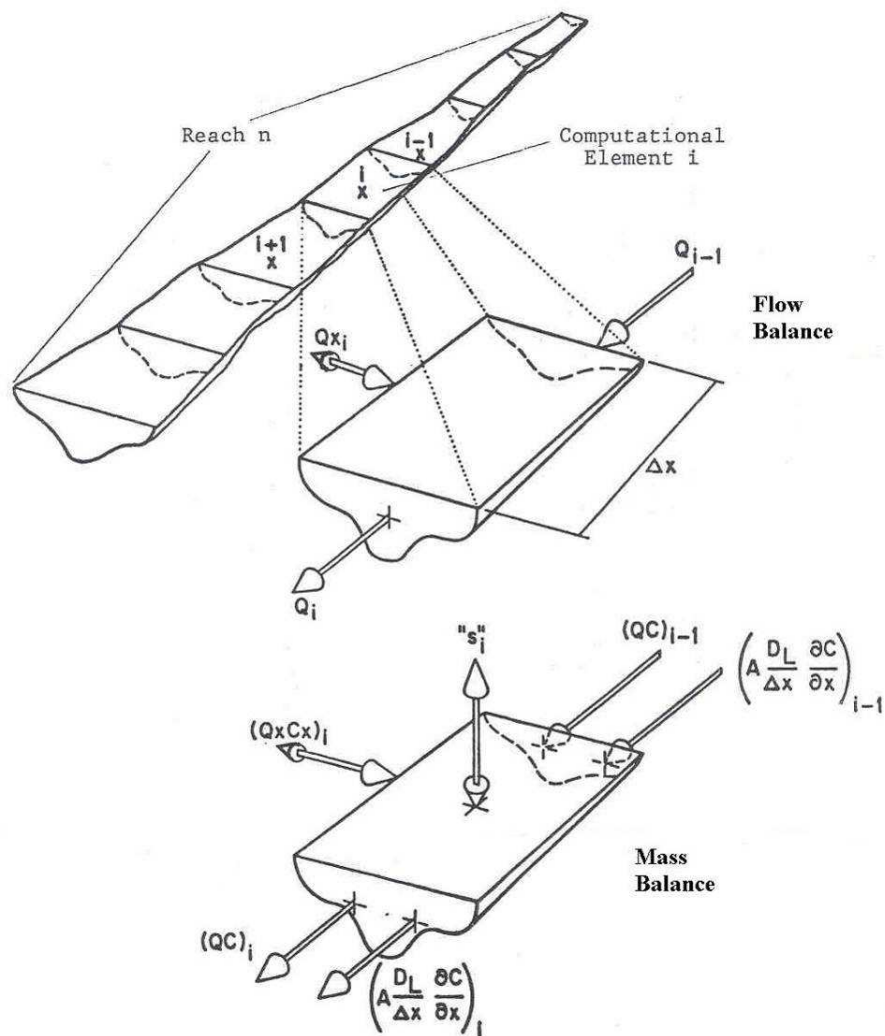


Fig. 2.6 - Discretizzazione di un sistema fluviale (US EPA, 1987).

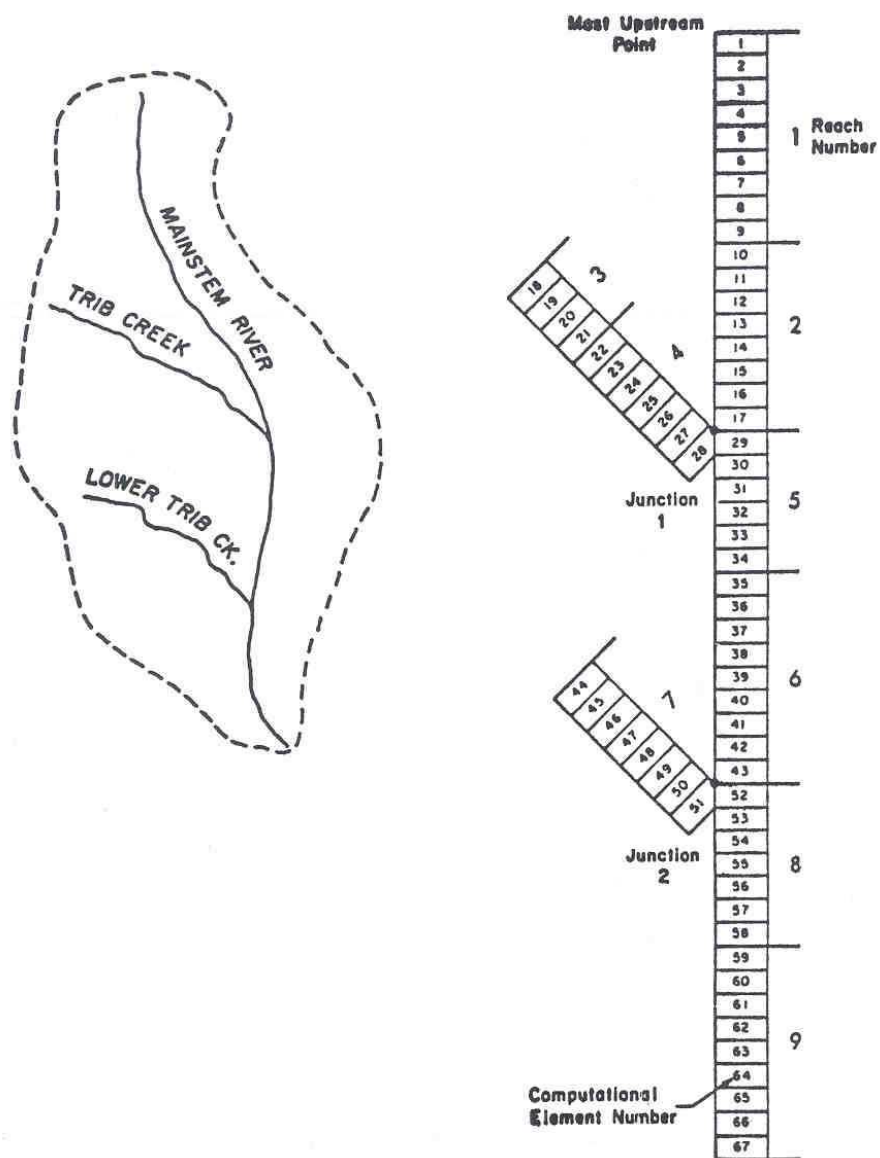


Fig. 2.7 - Rete fluviale di tratti ed elementi computazionali (US EPA, 1987).

Rappresentazione funzionale

Equazione del trasporto di massa

L'equazione di base risolta dal QUAL2K 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:

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

dove:

- M = massa [M]
- x = distanza [L]
- t = tempo [T]
- C = concentrazione [M/L³]
- A_x = area della sezione trasversale [L²]
- D_L = coefficiente di dispersione [L²/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:

$$V = A_x dx = \text{volume incrementale [L}^3\text{]}$$

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:

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

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 $\partial C/\partial t$, 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:

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

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

Caratteristiche idrauliche

QUAL2K assume che il regime idraulico del fiume sia stazionario, cioè $\partial Q/\partial t=0$; quindi, il bilancio idrologico per un elemento computazionale può essere scritto semplicemente come:

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

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

Condizioni di deflusso

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

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

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

$$d = \alpha Q^\beta$$

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

$A_x = \frac{Q}{\bar{u}}$ 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]

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, D_L , 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:

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

dove:

- τ_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 2.26.

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]

Tab. 2.26 - Valori del coefficiente di rugosità 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
<i>Canali alluvionali</i>	0,031 $d^{1/6}$ ($d = D-75$; diametro non superato dal 75 % delle particelle)

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 QUAL2K 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.

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 QUAL2K 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)

β_3 = tasso di idrolisi di azoto organico ad azoto ammoniacale, dipendente dalla temperatura (d^{-1})

α_1 = frazione di biomassa algale costituita da azoto (mg N/mg A)

ρ = tasso di respirazione algale (d^{-1})

A = concentrazione di biomassa algale (mg A/l)

σ_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)

β_1 = tasso di ossidazione biologica di azoto ammoniacale, dipendente dalla temperatura (d^{-1})

β_3 = tasso di idrolisi di azoto organico (d^{-1})

α_1 = frazione di biomassa algale costituita da azoto (mg N/mg A)

σ_3 = tasso di rilascio di azoto ammoniacale da parte del benthos (mg N/m²d)

d = profondità media del fiume (m)

- F_1 = frazione di azoto ammoniacale assimilato
- μ = 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)
- β_1 = tasso di ossidazione di azoto ammoniacale, dipendente dalla temperatura (d^{-1})
- β_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
- α_1 = frazione di biomassa algale costituita da azoto (mg N/mg A)
- μ = tasso di crescita algale locale (d^{-1})

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. QUAL2K, a differenza delle prime versioni 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)
- α_2 = contenuto di fosforo delle alghe (mg P/mg A)
- ρ = tasso di respirazione algale (d^{-1})
- A = concentrazione di biomassa algale (mg A/l)
- β_4 = tasso di decadimento di fosforo organico, dipendente dalla temperatura (d^{-1})
- σ_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)
- σ_2 = tasso di rilascio di fosforo disciolto da parte del benthos, dipendente dalla temperatura (mg P/m²d)
- d = profondità media del fiume (m)
- μ = tasso di crescita algale (d^{-1})
- A = concentrazione di biomassa algale (mg A/l)

BOD carbonioso

Il modello QUAL2K 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})

QUAL2K 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 $0,23 \text{ g}^{-1}$.

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 QUAL2K 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)
- α_3 = tasso di produzione di ossigeno per unità di fotosintesi algale (mg O/mg A)
- α_4 = tasso di consumo di ossigeno per unità di respirazione algale (mg O/mg A)
- α_5 = tasso di consumo di ossigeno per unità di ossidazione di azoto ammoniacale (mg O/mg N)
- α_6 = tasso di consumo di ossigeno per unità di ossidazione di azoto nitroso (mg O/mg N)
- μ = tasso di crescita algale, dipendente dalla temperatura (d^{-1})
- ρ = 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 ($g/m^2 d$)
- β_1 = tasso di ossidazione dell'ammoniaca, dipendente dalla temperatura (d^{-1})
- β_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 QUAL2K 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 = coefficiente di diffusione molecolare (m²/d), dato da

$$D_m = 1,91 \times 10^3 (1,037)^{T-20}$$

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 QUAL2K 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; possono inoltre essere indicate delle informazioni climatologiche locali, quali la temperatura dell'aria, la pressione atmosferica, la copertura nuvolosa e la velocità del vento.

I valori di temperatura calcolati dal QUAL2K 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:

$$X_T = X_{20} \theta^{(T-20^\circ)}$$

dove:

X_T = valore del coefficiente alla temperatura locale

X_{20} = valore del coefficiente alla temperatura standard di 20°C

θ = 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.

Coefficienti di reazione

Le reazioni chimiche e biologiche simulate dal QUAL2K 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 2.27 elenca alcuni di questi parametri del sistema e indica per ognuno l'intervallo di variabilità, l'unità di misura e il tipo di variazione.

Tab. 2.27 - Intervalli di variazione tipici per i coefficienti di reazione (US EPA, 1987).

Variabile	Descrizione	Unità di misura	Intervallo di valori	Variabile per tratto di fiume	Dipendente da T
α_1	Frazione di N nella biomassa algale	mg N/mg A	0,07 – 0,09	No	No
α_2	Frazione di P nella biomassa algale	mg P/mg A	0,01 – 0,02	No	No
α_3	Produzione di O ₂ per unità di fotosintesi algale	mg O/mg A	1,4 – 1,8	No	No
α_4	Consumo di O ₂ per unità di respirazione algale	mg O/mg A	1,6 – 2,3	No	No
α_5	Consumo di O ₂ per unità di ossidazione di NH ₃	mg O/mg N	3,0 – 4,0	No	No
α_6	Consumo di O ₂ per unità di ossidazione di NO ₂	mg O/mg N	1,0 – 1,14	No	No
μ_{max}	Tasso di max. crescita algale	d ⁻¹	1,0 – 3,0	No	No
ρ	Tasso di respirazione algale	d ⁻¹	0,05 – 0,5	No	No
σ_1	Tasso di sedimentazione algale	m/g	0,5 – 6,0	Sì	Sì
σ_2	Tasso di rilascio di P disciolto da parte del benthos	mg P/m ² d	Variabile	Sì	Sì
σ_3	Tasso di rilascio di N-NH ₃ da parte del benthos	mg N/m ² d	Variabile	Sì	Sì
σ_4	Tasso di sedimentazione di N organico	d ⁻¹	0,001 – 0,1	Sì	Sì
σ_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 sedimentazione	d ⁻¹	-0,36 – 0,36	Sì	Sì
K_4	Tasso di richiesta di O ₂ del sedimento	mg O/m ² d	Variabile	Sì	Sì
β_1	Tasso di ox. biologica di NH ₃	d ⁻¹	0,10 – 1,00	Sì	Sì
β_2	Tasso di ox. biologica di NO ₂	d ⁻¹	0,20 – 2,0	Sì	Sì
β_3	Tasso di idrolisi di N organico	d ⁻¹	0,02 – 0,4	Sì	Sì
β_4	Tasso di decadimento di P organico	d ⁻¹	0,01 – 0,7	Sì	Sì

Applicazione della metodologia - Bacino del torrente Bolletta

Viene di seguito riportata la procedura di applicazione della modellazione mediante QUAL2K al torrente Bolletta e ai suoi affluenti, eseguita al fine di valutare l'influenza delle varie sorgenti di impatto sulla qualità del corpo idrico, quantificare le capacità autodepurative dello stesso e stimare i carichi inquinanti veicolati nel Ceresio in scenari specifici. Per ogni fase dell'applicazione del metodo sono state individuate le criticità corrispondenti e, dove possibile, gli eventuali accorgimenti adottati (o prospettati) per risolverle.

La modellazione dello stato attuale del torrente Bolletta è stata realizzata mediante l'uso di una serie di dati di input ed il successivo confronto dell'output con un set di dati di controllo, indipendente dai precedenti. Lo scenario di stato attuale considerato è quello **medio annuo**, che, per la tipologia di dati raccolti nel corso del primo anno di indagine, corrisponde al regime idraulico di magra, con scarsa o nulla influenza di eventi meteorici intensi. Fa eccezione la modellazione delle portate, per cui è stato utilizzato il dato mediano (50° percentile dei dati raccolti) e non medio, al fine di rimuovere la stortura causata dal rilevamento delle portate effettuato in data 22 maggio 2013, dove si sono osservati deflussi notevolmente più alti rispetto a quelli determinati durante gli altri campionamenti.

I dati di input sono di diverso tipo:

- Dati territoriali di base, necessari alla divisione delle aste fluviali in tratti omogenei (reaches);
- Dati morfologici relativi alle dimensioni e alle caratteristiche dell'alveo;
- Dati idraulici, tra cui la portata delle sorgenti e degli affluenti, gli apporti incrementali e le eventuali perdite;
- Dati di qualità relativi alle acque delle sorgenti e degli affluenti;
- Dati (sia idraulici che di qualità) riguardanti gli apporti puntuali e diffusi. Tali apporti, nel caso del torrente Bolletta, sono ascrivibili, per lo scenario medio annuo, per lo più agli scarichi di due impianti di depurazione.

I dati di controllo, invece, riguardano fondamentalmente le stazioni di campionamento utilizzate per la determinazione dello stato di qualità del corso d'acqua di cui al paragrafo 2.2:

- Dati di portata medi nelle stazioni di campionamento fluviale;
- Dati di qualità medi nelle stazioni di campionamento fluviale.

Dati di input – dati territoriali

Inquadramento delle pressioni antropiche conosciute del torrente Bolletta

L'insieme delle caratteristiche idrauliche, chimiche, fisiche ed ecologiche delle acque del torrente Bolletta è correlato con le caratteristiche delle diverse parti del bacino, in particolare per quel che riguarda le pendenze e l'uso del suolo.

La superficie del bacino idrografico che si può considerare urbanizzata è confinata al fondovalle; essa tuttavia, influenza una delle aste del torrente (il torrente Molinara) fin dal suo inizio, e tende ad accentuare, nel tratto che attraversa l'abitato di Cuasso, le caratteristiche di pericolosità idraulica dell'asta che drena la maggior parte del territorio montuoso (il torrente Bolletta), tanto che si è resa necessaria la realizzazione di una vasca di laminazione per le piene alla confluenza tra le due aste.

L'effettiva superficie scolante tributaria alla foce del Bolletta è di circa 22 Km², di cui il 16% è rappresentato da aree urbane propriamente dette e la restante parte è composta da aree agricole o prative (circa il 10%) e boschive (poco meno del 74% - figura 2.8).

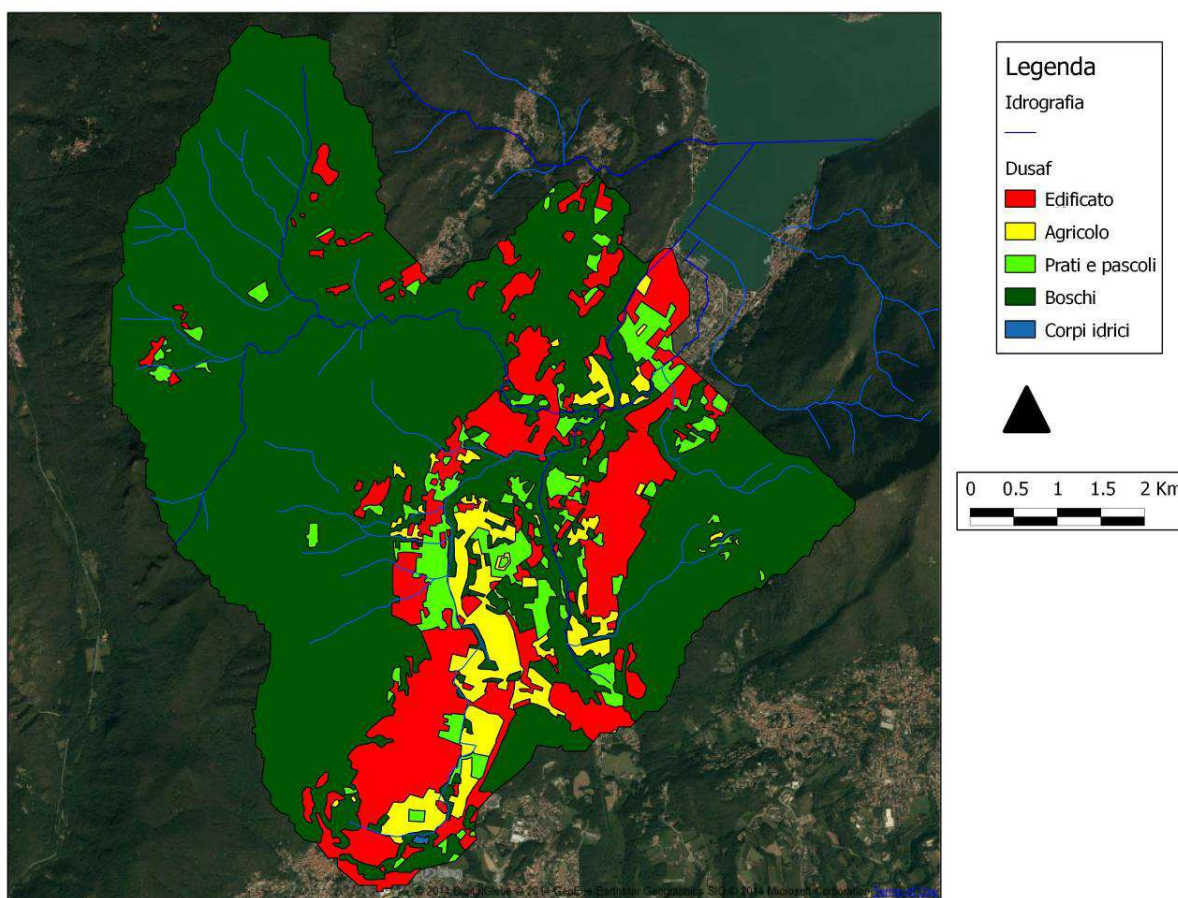


Figura 2.8 – Bacino del torrente Bolletta e uso del suolo in esso.

Peculiarità del Bolletta, dunque, è di essere un corpo idrico che, complessivamente, presenta acque con origini molto diverse tra loro: da un lato una parte consistente delle acque è di origine montana, soprattutto dalla sinistra orografica (ma, in parte, anche dalla destra, con gli apporti del torrente Briolo), mentre nella piana in fondovalle una parte delle acque (quella convogliata nel torrente Molinara) proviene da alcune aree umide presenti nella zona di Arcisate e i deflussi si accrescono per gli apporti idrici provenienti prima dall'impianto di depurazione di Arcisate e poi da quello di Cuasso, che contribuiscono a mantenere le portate in tempo asciutto essenzialmente costanti. Contemporaneamente, tali apporti modificano in maniera sensibile lo stato di qualità del torrente Molinara stesso, caratterizzandolo per tutto il suo percorso successivo, fino alla confluenza con il Bolletta, il cui potere diluente è però compensato dai carichi immessi dall'impianto di depurazione di Cuasso. Lo stato di qualità complessivo del corpo idrico, dunque, è dato dall'equilibrio che man mano si instaura tra carichi inquinanti immessi dagli impianti di depurazione e capacità diluente dei corsi d'acqua con miglior qualità, quali il Briolo e il Bolletta.

Oltre all'impatto esercitato dall'azione umana sulla qualità delle acque, occorre considerare la pressione cui è sottoposto l'intero ecosistema del torrente, anche in virtù dell'effetto negativo che tale pressione può esercitare sulle capacità autodepuranti dell'ambiente fluviale.

Suddivisione dell'asta fluviale in tratti funzionali omogenei

Le considerazioni generali precedentemente esposte, unitamente all'analisi del territorio effettuata tramite l'utilizzo di GIS, hanno permesso la suddivisione dell'asta fluviale in tratti omogenei o *reaches*. La suddivisione è avvenuta utilizzando una serie di criteri adottati gerarchicamente, dai più olistici verso una scala di maggior dettaglio (tabella 2.28).

Tali criteri sono:

1. Individuazione dei corpi idrici come tratti che, per proprietà globali (qualità delle acque, caratteristiche idrauliche, acclività dei versanti, confluenze), possono essere aggregati a scala di bacino.
2. Divisione in tratti caratterizzati da uso del suolo omogeneo nei diversi sottobacini.
3. Divisione in tratti caratterizzati da notevoli cambi di pendenza.
4. Divisione in tratti morfologicamente diversi a causa della vocazione territoriale e della struttura dell'alveo.

I criteri adottati sembrano essere adeguati all'individuazione dei tratti omogenei e la metodologia è esportabile anche per gli altri corsi d'acqua interessati dallo studio. La suddivisione può essere effettuata sulla base di dati generalmente già noti, quali i dati relativi alla vocazione territoriale, alle

portate e alla qualità dell'acqua in stazioni di campionamento di riferimento; le pendenze e le caratteristiche territoriali di base acquisibili con l'utilizzo di GIS; determinazioni morfologiche e territoriali a scala più di dettaglio effettuabili con un sopralluogo sul campo (ad esempio, mediante la compilazione della scheda IFF).

Tab. 2.28 – Applicazione dei criteri gerarchici per la suddivisione del torrente Bolletta in tratti omogenei o *reaches*.

CORPO IDRICO	Uso del suolo	Acclività	Morfologia	REACH	Pendenza	Limite a valle
Torrente Molinara - Bolletta (di fondovalle)	Area urbana di Arcisate - Bisuschio	Bassa	Roggia con piccolo alveo confinato e flusso per lo più laminare	Reach_01	0,0044	Ponte SS344
	Area agricola di Roncaccio e Cuasso	Media	Torrente con alveo di piccole dimensioni	Reach_02	0,0196	Confluenza Briolo (Reach_05)
			Torrente con alveo di medie dimensioni, alternanza di pozze e raschi	Reach_03	0,0230	Confluenza Bolletta (Reach_08)
	Area urbana di Porto Ceresio	Bassa	Torrente con alveo di medie dimensioni, privo di caratteristiche morfologiche distinguibili	Reach_04	0,0086	Foce
Torrente Briolo	Aree ad uso misto di Besano	Bassa	Torrente con alveo di dimensioni medio-piccole, presenza di habitat diversificati	Reach_05	0,0128	Confluenza Molinara (Reach_02)
Torrente Bolletta (di monte)	Area boschiva della Valcavallizza	Alta	Rio San Giovanni, alveo di piccole dimensioni con pozze e cascate	Reach_06	0,1615	Ponte SP29
			Torrente con alveo di medie dimensioni e numerosi affluenti, habitat di salti e pozze	Reach_07	0,1086	Monte abitato Cuasso al Piano
	Area urbana di Cuasso	Media	Torrente con alveo di medie dimensioni, alternanza di pozze e raschi	Reach_08	0,0557	Confluenza Molinara (Reach_03)

La disposizione dei diversi reaches così definiti lungo il reticolo idrografico principale del bacino del torrente Bolletta è osservabile in figura 2.9. La modellazione dei dati attraverso l'uso di GIS ha permesso la definizione di una serie di parametri richiesti dal modello QUAL2K per la simulazione dell'andamento del corso d'acqua, tra cui la lunghezza, la quota e la pendenza. Tali dati sono riportati in tabella 2.29.

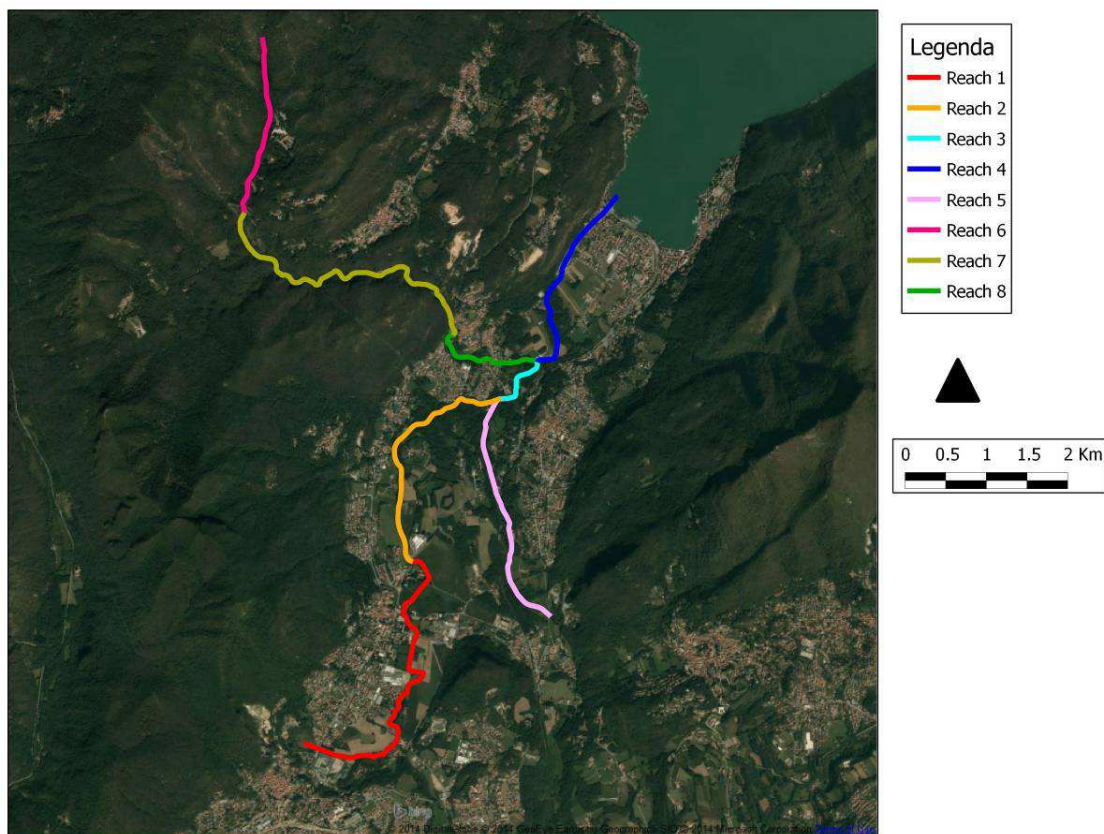


Fig. 2.9 – Reaches del torrente Bolletta

Tab. 2.29 – Input dei *reaches* nel modello qual2K

REACH	Lunghezza (m)	QUOTA INIZIALE (m slm)	DISLIVELLO (m)	Pendenza (m/m)
Reach_01	2936	355	13	0,0044
Reach_02	2090	342	41	0,0196
Reach_03	565	301	13	0,0230
Reach_04	1741	288	15	0,0086
Reach_05	2102	328	27	0,0128
Reach_06	1560	892	252	0,1615
Reach_07	2736	640	297	0,1086
Reach_08	987	343	55	0,0557

Dati di input – dati morfologici e idraulici

Al fine di completare l'insieme dei dati necessari alla descrizione dell'ambiente fisico del torrente Bolletta, sono stati eseguiti dei rilevamenti sul campo utili alla definizione delle dimensioni e della struttura dell'alveo, nonché al rilevamento di alcune variabili idrauliche proprie del tempo asciutto, annotate in un'apposita scheda (esempio in figura 2.10).

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
1	SEZIONE n.	BOL2.2		CORPO IDRICO:		Torrente Molinara					
2	Data:	20132207	Ora:	10:00	Posizione:	Valle WWTP ARCISATE					
3											
4	Numero Misurazioni	5									
5											
6	Ampiezza Sezione (m)	3									
7											
8	Sponda DX (v, i, o)	v									
9	Sponda SX (v, i, o)	v									
10											
11		1	2	3	4	5					
12	Altezze (m)	0,1	0,18	0,24	0,23	0,1					
13	Velocità (m/s)	0,121	0,122	0,127	0,141	-0,021					
14											
15											
16	MEAN Section method										
17		sponda DX	1	2	3	4	5	sponda SX			
18	Altezze	0,1	0,1	0,18	0,24	0,23	0,1	0,1		PORTATA (m³/s)	
19	PORTATE	0,001815	0,01021	0,01569	0,01889	0,00594	-0,00032			0,052	
20											
21											
22	MID Section method										
23		sponda DX	1	2	3	4	5	sponda SX			
24	Altezze	0,1	0,18	0,24	0,23	0,1				PORTATA (m³/s)	
25	PORTATE	0,00726	0,01318	0,01829	0,01946	-0,00126				0,057	
26											
27											
28								PORTATA (MEDIA) (m³/s)		0,055	
29											
30											
31	Substrato:										
32											
33	OD (mg/L)	5,94									
34	OD (%)	67,6									
35	T (°C)	19,3									
36	Conducibilità (uS/cm)	809									
37											

Fig. 2.10 – Scheda per la raccolta dei dati idromorfologici

L'indagine di inquadramento idromorfologico dei corpi idrici principali del bacino del torrente Bolletta effettuata sul campo è avvenuta in sezioni rappresentative. Sono stati presi in considerazione (inclusendo i tributari) 9 tratti della lunghezza di circa 50 metri, con una distribuzione irregolare definita in funzione delle necessità conoscitive e coincidenti con le stazioni di rilevamento dei parametri chimico-fisici.

I parametri rilevati sono stati:

- Ampiezza dell'alveo;
- Misurazioni di velocità di corrente, profondità del battente idrico e portata;
- Conformazione e pendenza delle sponde;
- Tipologia del substrato in alveo, presenza di strutture di ritenzione e habitat;

- Sinuosità del percorso;
- Coefficiente di Manning (stima qualitativa in funzione degli altri parametri rilevati);

A cui vanno aggiunti i parametri chimico-fisici e microbiologici di cui al paragrafo 2.2.

I dati rilevati sul campo sono stati trasformati in input per il modello e utilizzati per descrivere sinteticamente le caratteristiche morfologiche dei diversi tratti (tabella 2.30).

Tab. 2.30 – Parametri di input dell'equazione di Manning per il calcolo del potere auto depurante del torrente Bolletta.

Tratto	Pendenza (m/m)	Coeff. Manning	Ampiezza (m)
Reach_01	0,0044	0,0250	3,25
Reach_02	0,0196	0,0350	4,00
Reach_03	0,0230	0,0350	5,00
Reach_04	0,0086	0,0150	7,00
Reach_05	0,0128	0,0350	3,50
Reach_06	0,1615	0,0400	2,00
Reach_07	0,1086	0,0400	4,25
Reach_08	0,0557	0,0250	5,00

I dati di portata, rilevati in tempo secco, sono stati utilizzati per stimare il contributo degli affluenti minori (non modellizzati), in particolare nel tratto montano del torrente Bolletta dove si presentano numerosi. Non sono invece state rilevate perdite d'acqua di rilievo verso il subalveo (inghiainamento o altro).

Dati di input – dati degli apporti puntuali e diffusi

I dati di input relativi agli apporti puntuali sono stati raccolti con una campagna di monitoraggio effettuata sul campo e confrontati con i dati ARPA disponibili più recenti (biennio 2007-2008) per valutare eventuali incongruenze.

In tempo asciutto, gli unici apporti puntuali sono risultati gli scarichi dei due impianti di depurazione (indicati nel software con la sigla WWTP) in esercizio, ossia quelli di Arcisate e Cuasso al Piano (tabella 2.31).

Tabella 2.31 – Parametri chimici e microbiologici rilevati su campioni prelevati presso gli scarichi attivi gravanti sul reticolo idrico del bacino del torrente Bolletta.

TIPO	Nome	Reach ricevente	Q m³/s	COD mgO₂/L	N-NH₄ mg/L	N-NO₃ mg/L	TP mg/L	E. coli UFC/100 ml
WWTP	Arcisate	Reach_01	0,036	18	2,624	7,690	2,832	5,1 x 10 ⁴
WWTP	Cuasso	Reach_04	0,054	38	3,036	12,697	1,862	1,5 x 10 ⁴

La scenario medio prodotto utilizzando i parametri rilevati è risultato adeguato ai valori determinati nelle stazioni di controllo, attestando che l'influenza degli impianti di depurazione sulla qualità del torrente Bolletta è preponderante in tempo asciutto. Non è stato necessario, di conseguenza, stimare carichi diffusi di qualsivoglia natura, una volta stabilita la qualità delle acque di partenza alle sorgenti dei tre diversi copri idrici considerati.

Sulla base delle considerazioni precedentemente espresse, è stato possibile stimare i carichi inquinanti (sostanza organica espressa come COD, azoto ammoniacale, azoto nitrico, fosforo totale) gravanti sul bacino e la ripartizione delle diverse fonti. E' stata presa in esame, in particolare, l'asta fluviale di fondovalle (*reaches* da 01 a 04), poiché è quella che presenta gli scadimenti qualitativi più significativi (cfr. paragrafi da 2.2 a 2.5), considerando invece i torrenti Briolo e Bolletta prima della confluenza come "apporti da affluenti" (figura 2.11).

I risultati mostrano come il COD sia di origine mista, sia antropica che naturale (con il 50% proveniente da affluenti non interessati da scarichi significativi): il dato ha senso, se si pensa che i bacini degli affluenti sono per lo più caratterizzati da estese formazioni boschive e la produttività di sostanza organica è, quindi, accentuata. Viceversa, la quasi totalità del carico di azoto ammoniacale e di fosforo totale, nonché buona parte di quello di azoto nitrico, gravante sul bacino proviene dagli scarichi degli impianti di depurazione, e la maggior parte di esso è rilasciato dall'impianto di Cuasso.

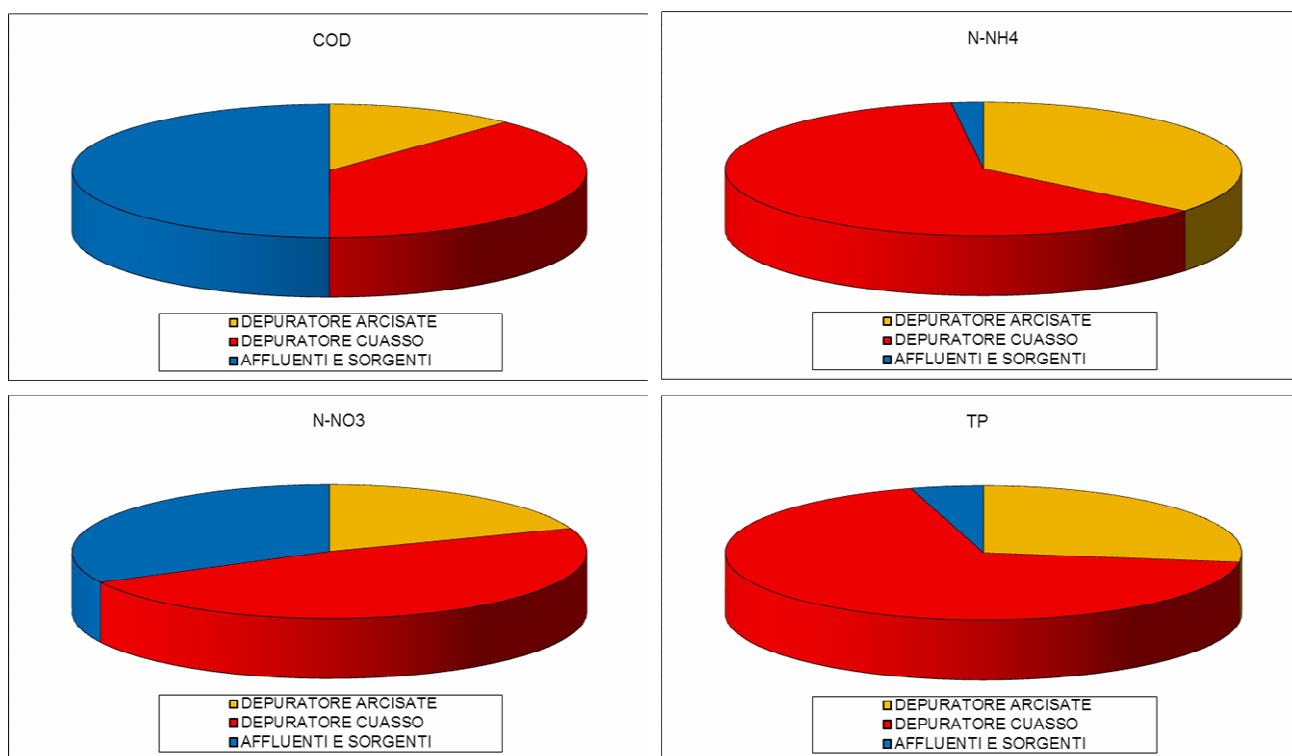


Fig. 2.11 – Ripartizione del carico gravante sul bacino del Bolletta per quattro parametri macrodescrittori (COD, azoto ammoniacale, azoto nitrico e fosforo totale)

Dati di controllo – Stazioni di monitoraggio fluviale

Come già accennato, per la verifica della modellazione sono stati utilizzati i dati delle campagne di monitoraggio effettuate nel corso del primo anno di attività. In particolare, per l'asta fluviale di fondovalle (torrente Molinara e torrente Bolletta dopo la confluenza con il precedente), interessata dal più consistente scadimento della qualità delle acque, le stazioni di controllo sono state BOL2 (a valle del depuratore di Arcisate), BOL3 (a monte della confluenza con il torrente Briolo), BOL6 (a monte della confluenza con il torrente Bolletta), BOL7 (a valle della confluenza tra Molinara e Bolletta) e BOL8 (a valle del depuratore di Cuasso, presso la foce in Ceresio), mentre BOL1 è stata utilizzata per definire i valori alla sorgente della roggia Molinara ed è stata, di conseguenza, esclusa dal set di dati di controllo.

I dati (medio, minimo e massimo) rilevati nelle stazioni di controllo per i principali parametri sono riportati nelle tabelle da 2.32 a 2.34.

Tab. 2.32 – Valori medi dei parametri rilevati nelle stazioni di campionamento fluviale.

Stazione	Conducibilità	DO	DO	COD	N-NH4	N-NO3	TP	E. coli	pH
	uS/cm	mg/L	% sat	mg/L	ug/L	ug/L	ug/L	cfu/100 mL	u pH
BOL2	699	7,89	79,2	12	887	5431	1024	26211	7,72
BOL3	526	10,26	98,4	7	64	2484	298	1226	8,25
BOL6	525	10,51	100,7	9	63	1950	240	2684	8,48
BOL7	380	10,84	103,3	9	41	1557	212	2069	8,30
BOL8	560	10,59	104,9	11	518	3048	808	3977	8,03

Tab. 2.33 – Valori minimi dei parametri rilevati nelle stazioni di campionamento fluviale.

Stazione	Conducibilità	DO	DO	COD	N-NH4	N-NO3	TP	E. coli	pH
	uS/cm	mg/L	% sat	mg/L	ug/L	ug/L	ug/L	cfu/100 mL	u pH
BOL2	402	5,94	67,6	7	65	1521	109	1500	7,39
BOL3	402	9,31	94,6	2	0	425	0	30	7,67
BOL6	419	9,56	97,0	3	0	30	84	350	8,23
BOL7	172	10,06	97,2	2	12	40	41	100	7,67
BOL8	294	9,68	95,8	5	20	1220	63	800	7,72

Tab. 2.34 – Valori massimi dei parametri rilevati nelle stazioni di campionamento fluviale.

Stazione	Conducibilità	DO	DO	COD	N-NH4	N-NO3	TP	E. coli	pH
	uS/cm	mg/L	% sat	mg/L	ug/L	ug/L	ug/L	cfu/100 mL	u pH
BOL2	822	9,40	91,9	18	2632	9272	1760	106067	8,00
BOL3	611	11,30	101,4	15	285	4181	635	2933	8,58
BOL6	579	11,80	106,0	15	181	3645	530	8220	8,92
BOL7	477	11,88	110,1	14	106	2663	560	8667	8,68
BOL8	743	12,60	119,1	21	2265	4430	1638	7620	8,42

Scenario di tempo asciutto

Una volta definite le caratteristiche idromorfologiche del torrente e i dati di input riguardanti gli apporti puntuali, è stato modellizzato lo scenario medio, che, di fatto, rappresenta le condizioni di magra riscontrabili in tempo asciutto. Esso è stato successivamente confrontato con i dati di controllo. La metodologia utilizzata è idonea alla rappresentazione complessiva della qualità del torrente. Il confronto dei dati modellizzati con i dati di controllo, ottenuti nelle stazioni di campionamento fluviale, mostra una buona coincidenza. Gli scostamenti principali tra dati modellizzati e dati di controllo si sono verificati nelle sezioni dove gli apporti degli affluenti caratterizzati da miglior qualità delle acque, uniti alla capacità autodepurante dell'asta di fondovalle, portano i valori dei principali descrittori chimico-fisici verso concentrazioni così basse da creare, paradossalmente, scostamenti più ampi, per mere questioni matematiche (lo scostamento da un valore molto basso, a parità di percentuale di scostamento, si ottiene con valori altrettanto bassi).

Le concentrazioni dei parametri modellizzati sono mostrate in tabella 2.35, mentre il confronto tra il loro andamento all'interno del modello e i punti di controllo è mostrato per le portate in figura 2.12, e per i restanti parametri significativi nelle figure da 2.13 a 2.20. Nelle figure sono, altresì, mostrati i limiti delle diverse classi di qualità LIMeco, ove esse siano applicabili.

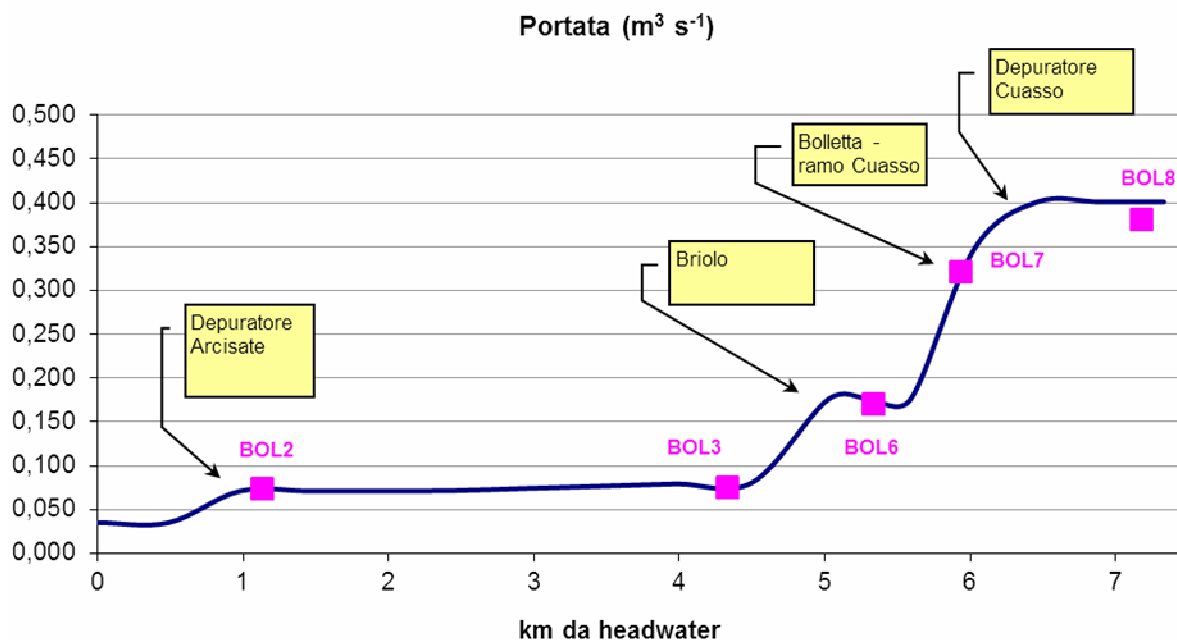


Fig. 2.12 – Andamento delle portate del torrente Bolletta (asta di fondovalle) e confronto con i punti di controllo.

Tab. 2.35 – Valori dei parametri lungo l'asta di fondovalle nello scenario medio (tempo asciutto).

Tratto	Distanza dalla foce	Conducibilità	DO	COD	N-NH4	N-NO3	TP	E. coli	ph
	(km)	uS/cm	mg/L	mg/L	ug/L	ug/L	ug/L	UFC/100mL	u pH
Sorgente	7,33	536	8,59	6	59	2873	38	1624	7,95
Reach_1	7,09	536	9,44	6	117	2448	23	1230	8,25
Reach_1	6,60	670	6,26	12	1000	5043	1084	21470	7,78
Reach_1	6,11	670	6,39	11	735	4882	813	17540	7,85
Reach_1	5,62	670	6,76	11	551	4670	610	14465	7,92
Reach_1	5,13	664	7,17	11	420	4402	455	11947	7,99
Reach_1	4,64	643	7,51	10	326	4037	334	9738	8,02
Reach_2	4,13	621	8,62	10	293	3714	315	8140	8,15
Reach_2	3,61	600	9,27	9	270	3426	297	6874	8,26
Reach_2	3,09	587	9,73	9	257	3200	284	5909	8,35
Reach_2	2,57	486	10,19	9	142	2346	194	3866	8,40
Reach_3	2,16	486	10,23	9	143	2311	192	3606	8,43
Reach_3	1,88	486	10,26	9	144	2276	191	3372	8,45
Reach_4	1,52	330	10,65	9	114	1664	107	1687	8,38
Reach_4	1,09	555	9,71	13	474	3142	721	3083	8,23
Reach_4	0,65	555	9,66	13	445	3131	712	2774	8,26
Reach_4	0,22	555	9,63	13	419	3114	704	2519	8,28
Foce	0,00	555	9,63	13	419	3114	704	2519	8,28

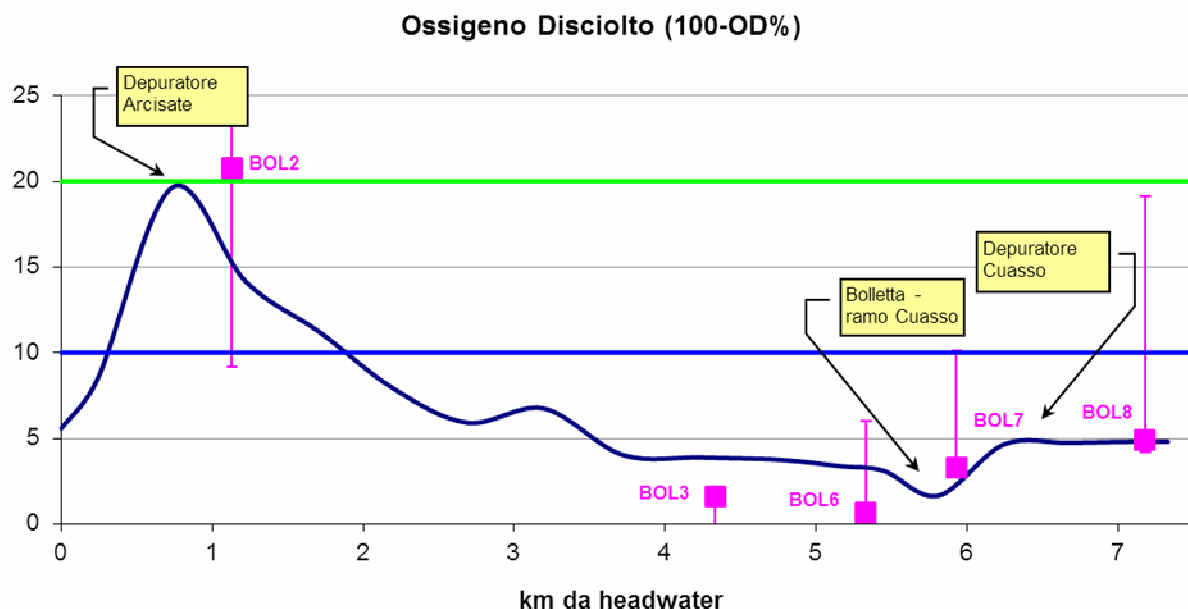


Fig. 2.13 – Andamento dell'ossigeno disciolto (% di saturazione) nel torrente Bolletta (modello – linea blu) e confronto con i punti di controllo.

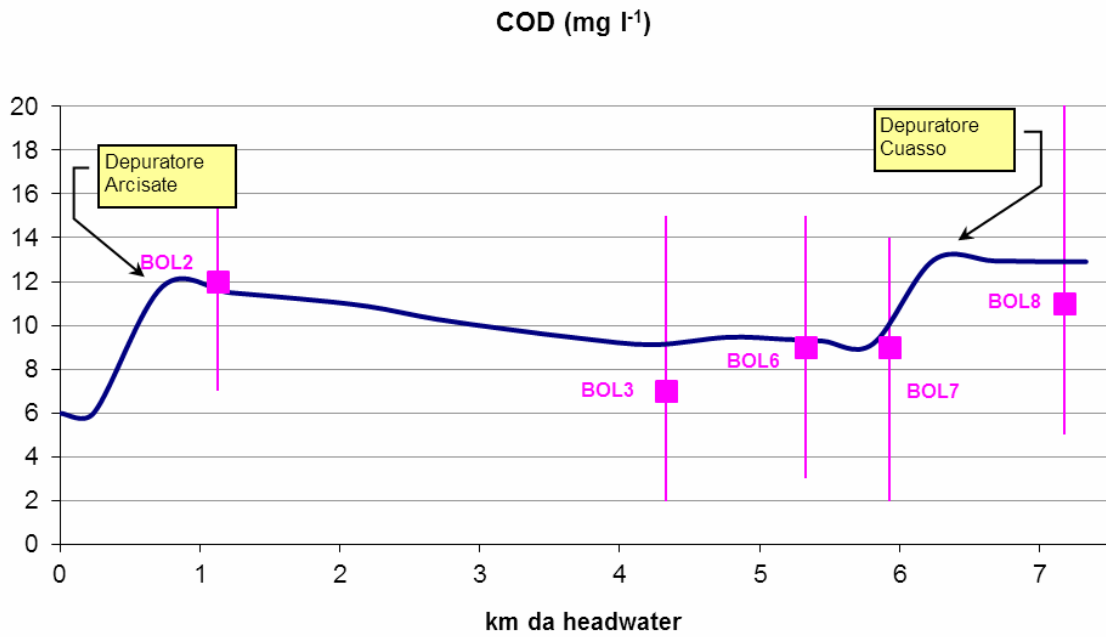


Fig. 2.14 – Andamento del COD nel torrente Bolletta (modello – linea blu) e confronto con i punti di controllo.

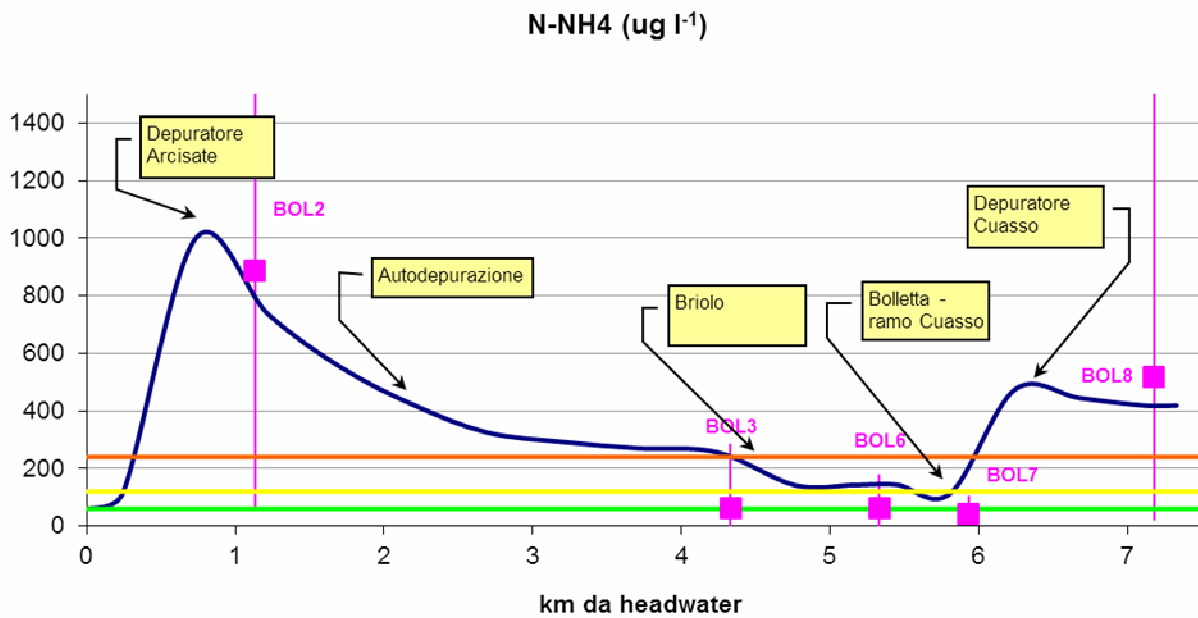


Fig. 2.15 – Andamento dell'azoto ammoniacale nel torrente Bolletta (modello – linea blu) e confronto con i punti di controllo.

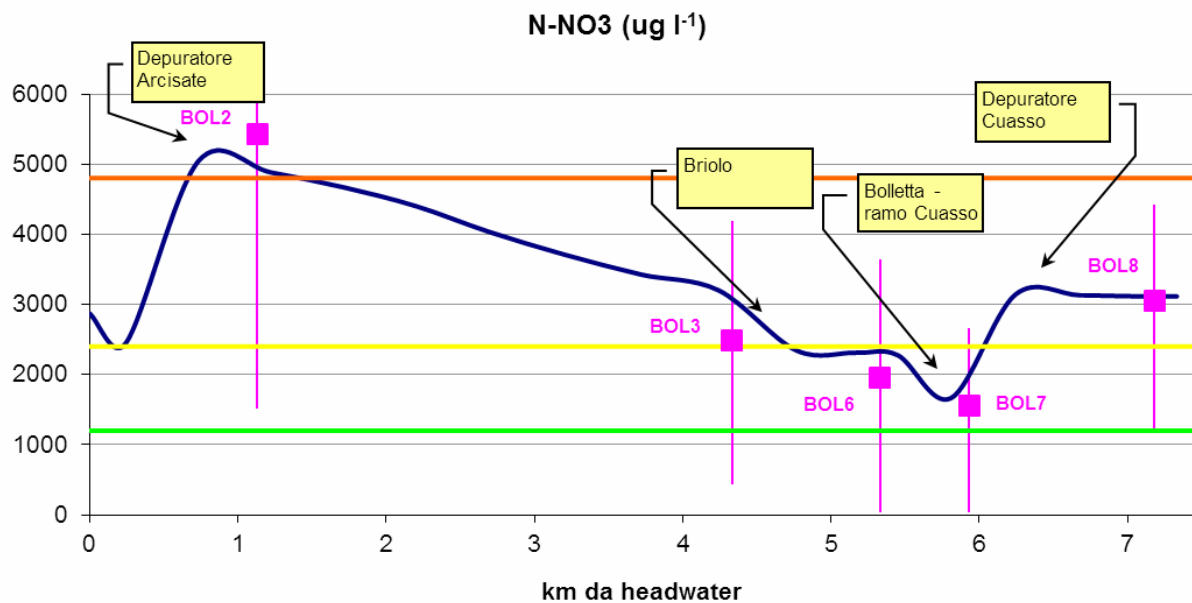


Fig. 2.16 – Andamento dell'azoto nitrico nel torrente Bolletta (modello – linea blu) e confronto con i punti di controllo.

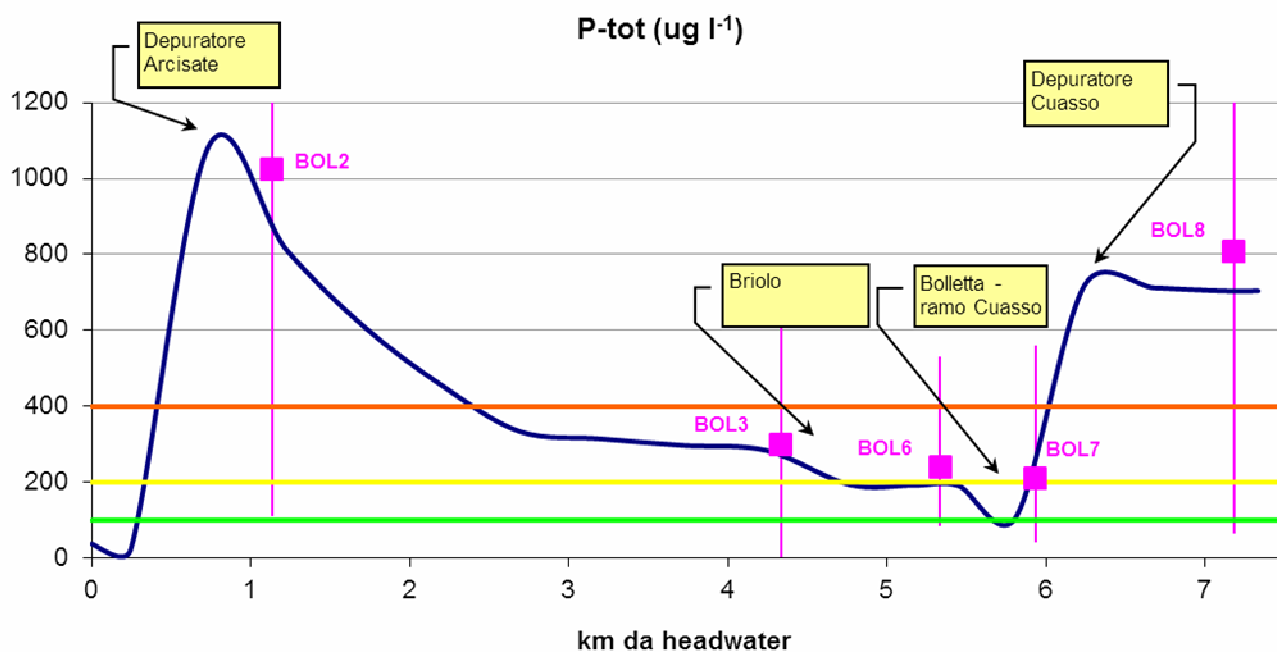


Fig. 2.17 – Andamento del fosforo totale nel torrente Bolletta (modello – linea blu) e confronto con i punti di controllo.

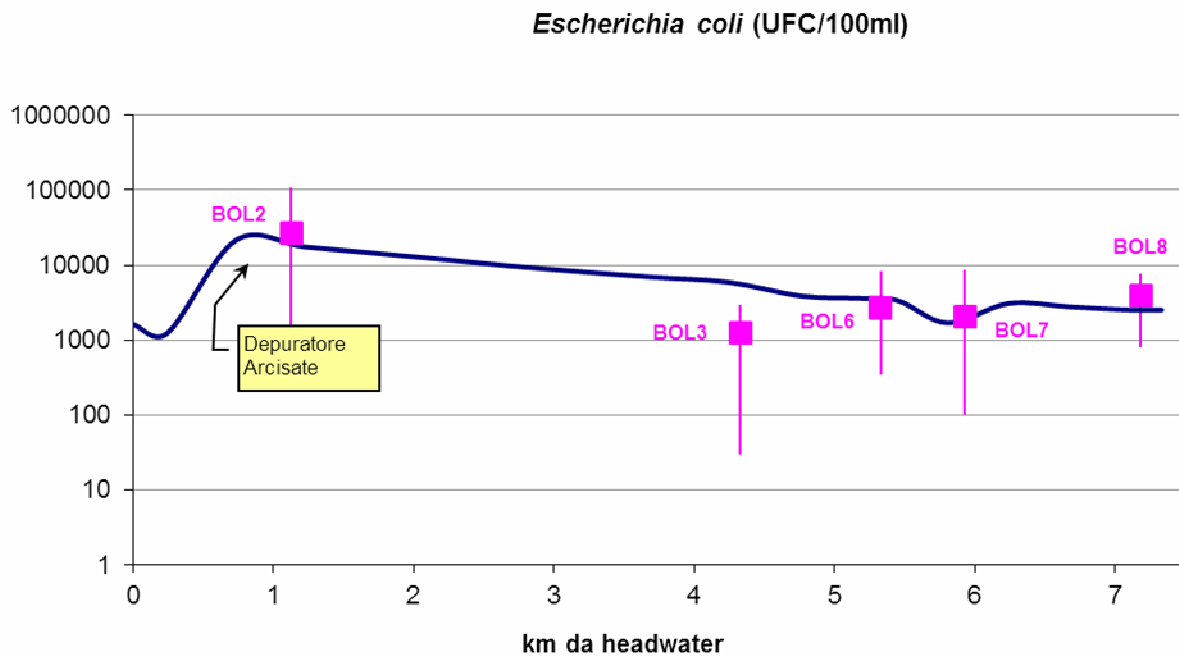


Fig. 2.18 – Andamento di *E. coli* nel torrente Bolletta (modello – linea blu) e confronto con i punti di controllo. Si noti che la scala delle concentrazioni è logaritmica.

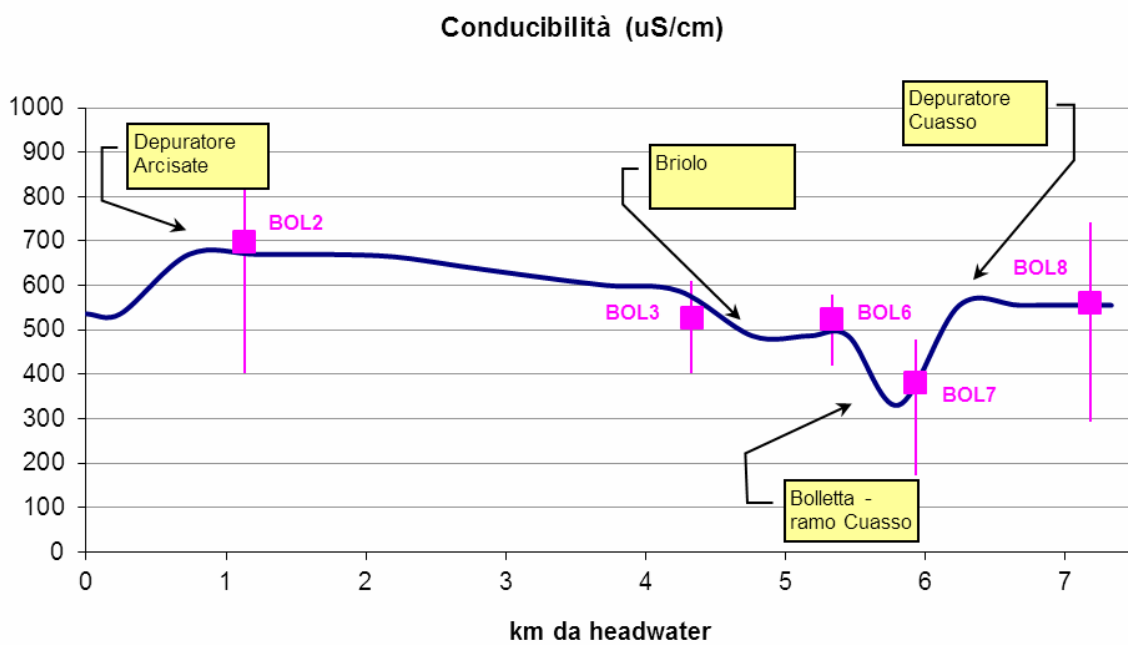


Fig. 2.19 – Andamento della conducibilità nel torrente Bolletta (modello – linea blu) e confronto con i punti di controllo.

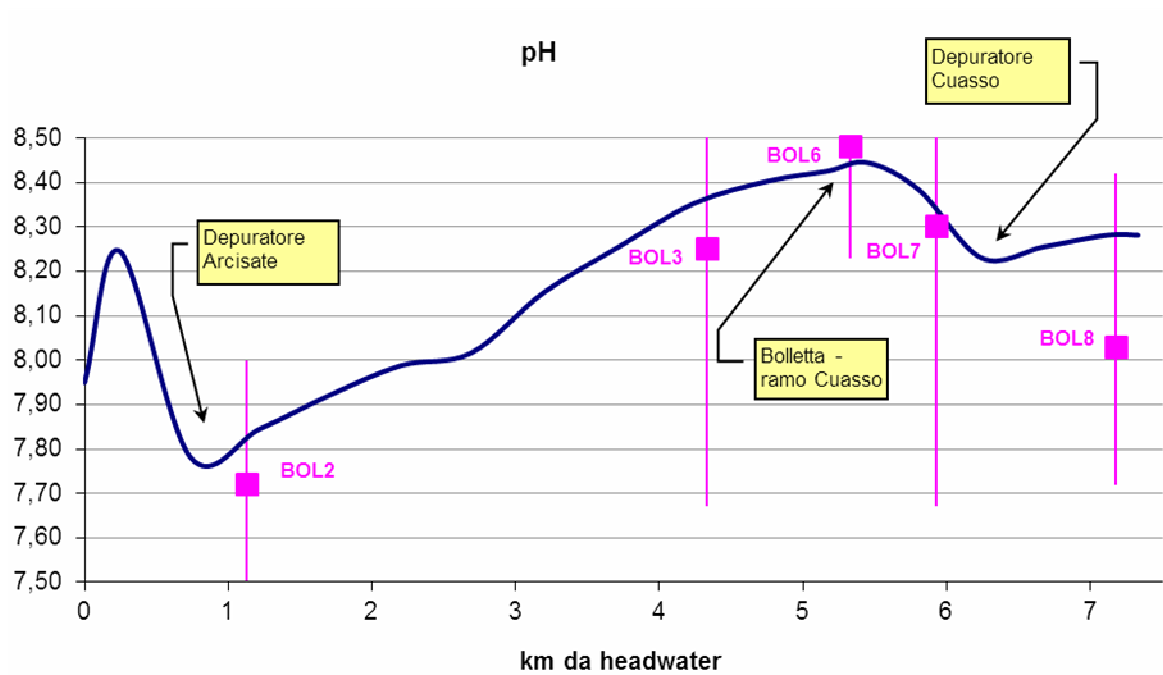


Fig. 2.20 – Andamento del pH nel torrente Bolletta (modello – linea blu) e confronto con i punti di controllo.

Obiettivi di qualità

La determinazione degli obiettivi di qualità può avvenire fondamentalmente in due modi: con la scelta di un obiettivo di qualità specifico per singolo parametro o con il raggruppamento degli obiettivi in indici aggregati.

Anche a fini di confronto con i dati raccolti durante le campagne di monitoraggio effettuate sul Bolletta e sui tributari del Verbano mostrati nella presente relazione, si è deciso di valutare la qualità delle acque dell'asta fluviale di fondovalle utilizzando l'indice LIMeco, secondo le tabelle mostrate al paragrafo 2.2.

L'andamento dell'indice LIMeco nei diversi tratti computazionali è riportato in tabella 2.36, ed è mostrato in figura 2.21.

Tab. 2.36 – valori di LIMeco nei diversi tratti modellizzati nello scenario medio.

Tratto	Distanza dalla foce (km)	DO LIMeco	N-NH4 LIMeco	N-NO3 LIMeco	TP LIMeco	LIMeco Totale	Classificazione
Sorgente	7,33	1,000	0,500	0,125	1,000	0,656	buono
Reach_1	7,09	1,000	0,250	0,125	1,000	0,594	buono
Reach_1	6,60	1,000	0,000	0,000	0,000	0,250	scadente
Reach_1	6,11	1,000	0,000	0,000	0,000	0,250	scadente
Reach_1	5,62	0,250	0,000	0,125	0,000	0,094	pessimo
Reach_1	5,13	0,500	0,000	0,125	0,000	0,156	pessimo
Reach_1	4,64	0,500	0,000	0,125	0,125	0,188	scadente
Reach_2	4,13	0,500	0,000	0,125	0,125	0,188	scadente
Reach_2	3,61	0,500	0,000	0,125	0,125	0,188	scadente
Reach_2	3,09	1,000	0,000	0,125	0,125	0,313	scadente
Reach_2	2,57	1,000	0,125	0,250	0,250	0,406	sufficiente
Reach_3	2,16	1,000	0,125	0,250	0,250	0,406	sufficiente
Reach_3	1,88	1,000	0,125	0,250	0,250	0,406	sufficiente
Reach_4	1,52	1,000	0,250	0,250	0,250	0,438	sufficiente
Reach_4	1,09	1,000	0,000	0,125	0,000	0,281	scadente
Reach_4	0,65	1,000	0,000	0,125	0,000	0,281	scadente
Reach_4	0,22	1,000	0,000	0,125	0,000	0,281	scadente
Foce	0,00	1,000	0,000	0,125	0,000	0,281	scadente

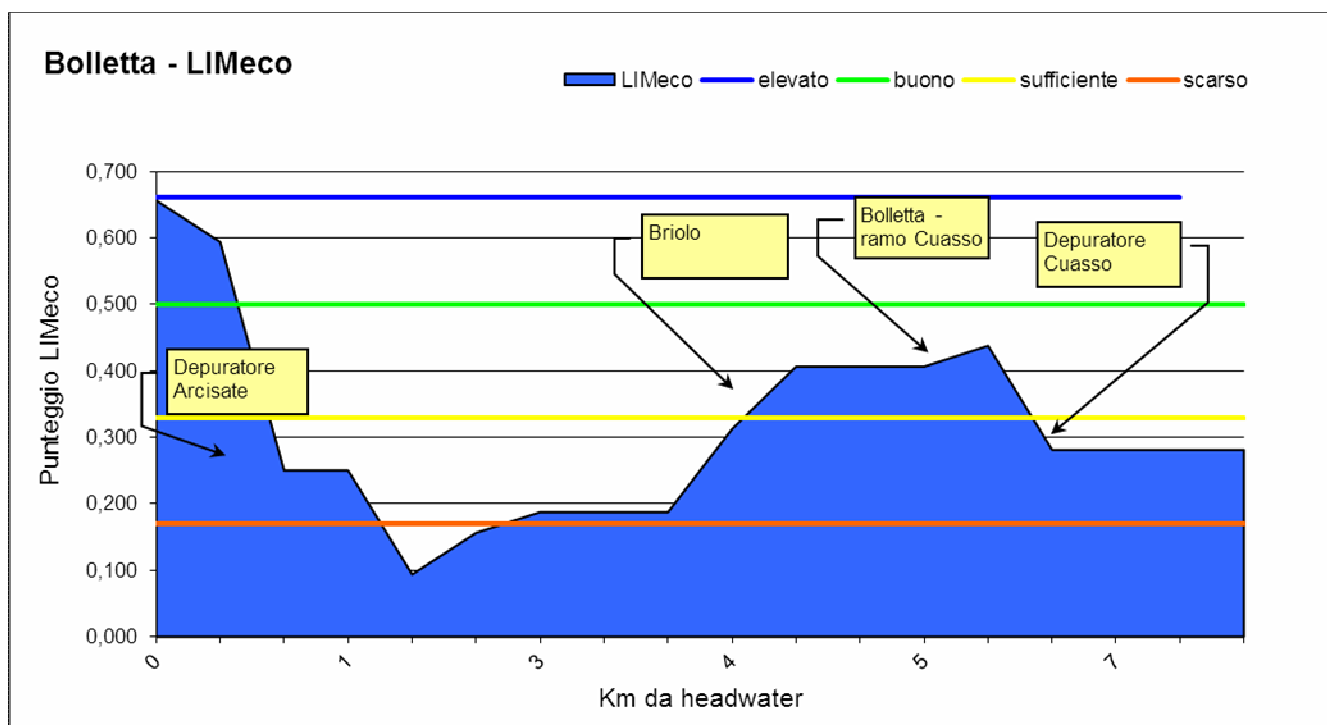


Fig. 2.21 – Andamento dei valori di LIMeco lungo l’asta di fondovalle del torrente Bolletta.

Lo scenario di taratura riproduce piuttosto fedelmente la situazione descritta dai dati raccolti sul campo nelle sezioni di controllo, se si esclude una tendenza a considerare peggiore (LIMeco “sufficiente” invece di “buono”) il tratto in cui gli apporti idrici dei torrenti Briolo e Bolletta (tratto montano) esercitano il loro potere diluente.

La metodologia utilizzata per appontare lo scenario attuale medio appare in ogni caso valida, ai fini della definizione degli impatti occorrenti e di eventuali scenari di risanamento.

Valutazione dei carichi inquinanti gravanti sul bacino

La messa a punto dello scenario medio rappresentativo delle condizioni del torrente Bolletta in tempo asciutto consente anche la quantificazione dei carichi inquinanti medi in uscita dal bacino e il loro confronto (figura 2.22) con i carichi in ingresso imputabili alle diverse sorgenti (la cui ripartizione percentuale è già stata mostrata in figura 2.11). In questo modo è possibile valutare:

- L’influenza del torrente Bolletta sullo stato di qualità del Ceresio e, in generale, il suo peso specifico in termini di carico complessivo addotto;
- L’abbattimento del carico nel torrente stesso in funzione delle sue capacità autodepuranti.

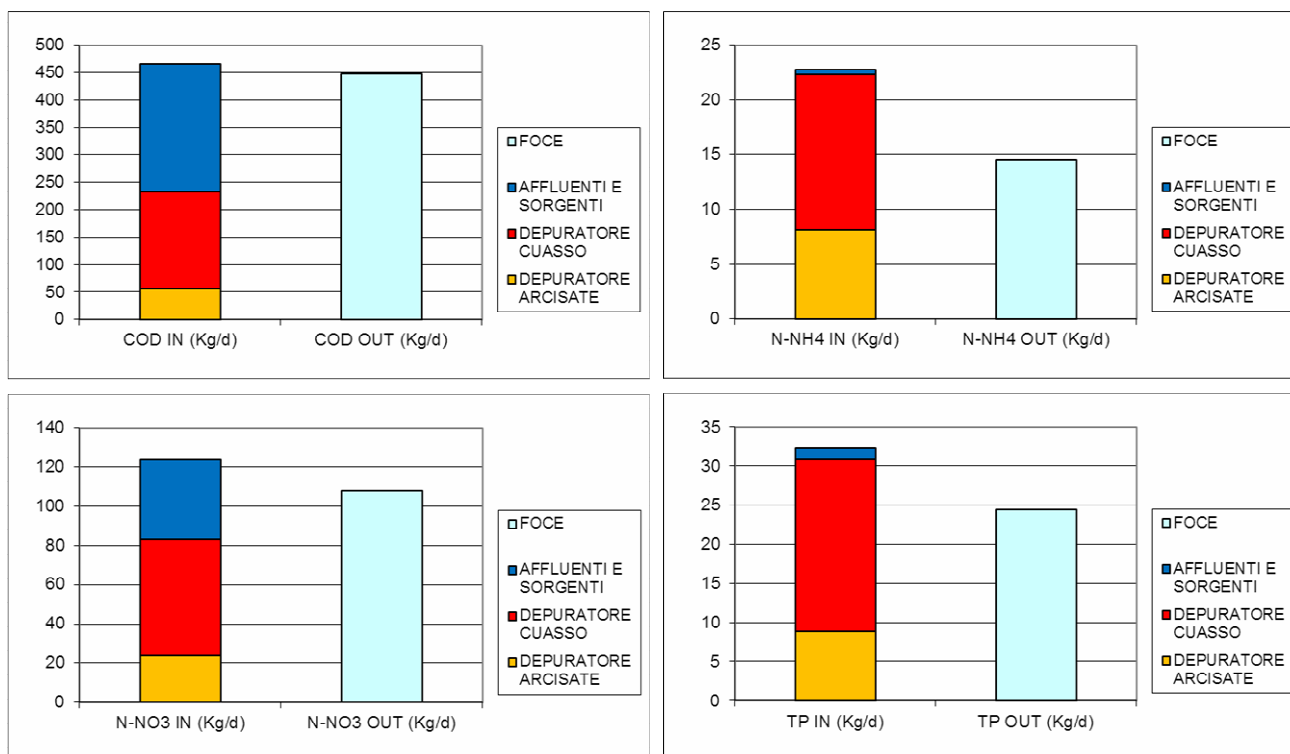


Fig. 2.22 – Carichi in ingresso e in uscita dall’asta di fondovalle del Bolletta per alcuni parametri inquinanti.

Il carico medio giornaliero recapitato nel Ceresio ammonta, quindi, a circa 450 Kg di sostanza organica espressa come COD, a circa 15 Kg di azoto ammoniacale, a circa 110 Kg di azoto nitrico e a poco meno di 25 Kg di fosforo.

I carichi in uscita dal bacino sono, dunque, piuttosto consistenti, mentre l’abbattimento rispetto ai carichi in ingresso lo è solo per ciò che riguarda l’azoto ammoniacale, che per sua natura è meno conservativo rispetto agli altri parametri considerati e soggetto a trasformazioni sostanziali nell’ambito dei processi ossidativi di autodepurazione. Altri carichi soggetti a parziale riduzione sono l’azoto nitrico e il fosforo totale. Il fatto che la maggior parte del carico venga immesso nel corpo idrico dall’impianto di depurazione di Cuasso, tuttavia, non consente un’azione autodepurante efficace, data la vicinanza dell’impianto stesso alla foce del torrente, e la scarsa valenza morfologica del tratto terminale di quest’ultimo.

Elaborazione di scenari di riduzione dell'inquinamento

Le tipologie di scenario di intervento che è possibile modellizzare sulla base dello stato attuale medio sono di diverso tipo. E' possibile dividerle in tre categorie funzionali:

A – Misure strutturali obbligatorie e/o programmate. Sono l'insieme delle misure necessarie per l'adeguamento a quanto previsto dalla normativa comunitaria, nazionale o regionale, i progetti già programmati e/o finanziati. La categoria è ulteriormente suddivisibile:

A0 – Misure di base obbligatorie per l'adeguamento alla normativa;

A1 – Interventi programmati e/o finanziati.

E' di primaria importanza valutare lo "stato di fatto futuro" e l'adeguamento alla normativa sia perché, in molte situazioni, è stato riscontrato che tali interventi sono sufficienti a determinare incrementi significativi dello stato di qualità dei corpi idrici, sia per allocare correttamente ulteriori risorse.

B – Misure supplementari non programmate. Sono interventi (singoli o multipli) ipotizzabili per l'asta fluviale oggetto di studio. Il modello QUAL2K può fornire i dati riguardanti l'efficacia del loro inserimento nel bacino, limitatamente alla loro capacità di influire sul miglioramento della qualità delle acque e sul raggiungimento di obiettivi di qualità, per concorrere all'eventuale analisi costi/benefici del singolo intervento o del suo inserimento in un insieme più complesso di misure.

C – Raggiungimento degli obiettivi di qualità a fronte del mancato raggiungimento con le misure A (ed eventualmente B). Sono scenari che adottano l'approccio inverso, partendo dalla rappresentazione di una situazione di stato di qualità "buono", ottenuta per un singolo parametro o per diversi parametri aggregati, onde definire a posteriori, ad esempio, il grado di efficienza (anche oltre le necessità normative) che deve essere raggiunto da un dato impianto di depurazione. Sono valutate vie alternative per il raggiungimento dell'obiettivo, e le possibili soluzioni concorrono a fornire dati di supporto al processo decisionale.

Criticità riguardanti la formulazione degli scenari

La difficoltà maggiore riscontrata nella formulazione degli scenari è relativa all'incertezza nella quantificazione degli input e, di conseguenza, del beneficio atteso con l'applicazione dei vari interventi. Il modello QUAL2K deve essere inteso come uno strumento a disposizione del decisore per poter valutare con maggior consapevolezza le possibili scelte alternative o, comunque, le conseguenze delle disposizioni che si intendono promuovere. Il modello, tuttavia, ha bisogno di essere completato con dati che devono essere affidabili nella misura in cui si voglia che la rappresentazione finale sia realistica.

In particolar modo, misure che coinvolgono interventi diffusi riguardanti l'assetto territoriale (o, addirittura, modifiche comportamentali e gestionali da parte della popolazione o degli Enti locali) possono essere di difficile valutazione e quantificazione. Il lavoro di studio propedeutico alla simulazione dello scenario specifico, in questi casi, rappresenta la quasi totalità dello sforzo progettuale, di cui la modellazione può essere solo un'utile appendice.

Rappresentazione degli interventi nell'ambito del modello QUAL2K

Gli interventi di riqualificazione degli ambienti fluviali possono essere divisi in tre ambiti principali, pur nella consapevolezza che le categorie di riferimento hanno funzione di catalogazione, e che ciascuna misura può comportare effetti in più ambiti ed effetti sinergici multipli se applicata parallelamente ad altre. Gli ambiti identificati sono (1) il miglioramento della qualità delle acque, (2) il riassetto dei regimi idraulici e (3) la riqualificazione della morfologia fluviale e degli habitat disponibili. L'insieme dei tre ambiti di intervento ha come conseguenza la tutela della biodiversità e, più in generale, della funzionalità e dell'integrità delle comunità biologiche acquatiche, sia animali che vegetali.

Le possibili misure che, in prima battuta, sono state individuate nell'ambito del bacino del torrente Bolletta sono schematicamente riassunte in tabella 2.37. E' opportuno notare che nell'elenco mancano sia interventi volti al contenimento dell'apporto diffuso di inquinanti (se si eccettuano interventi di riqualificazione degli ambienti ripari e delle fasce vegetate previsti nell'ambito "morfologia e habitat"), sia interventi volti alla mitigazione dell'impatto delle derivazioni d'acqua (applicazione del deflusso minimo vitale, ecc...). Tali settori di intervento non sono stati considerati in virtù, nel primo caso, del fatto che gli apporti diffusi sono risultati trascurabili e, nel secondo caso, per l'assenza della tipologia d'impatto nel bacino. Le restanti misure possono essere inserite in scenari modellizzabili, con diverso grado di capacità di rappresentatività da parte del modello Qual2k, per mostrarne l'efficacia nell'ambito della riduzione dell'inquinamento e del miglioramento della qualità delle acque.

Tab. 2.37 – Ambiti di azione e possibili interventi considerati per il bacino del torrente Bolletta.

AMBITI	MODALITA' DI AZIONE	ELENCO POSSIBILI INTERVENTI
Qualità delle acque	Eliminazione di terminali di fognatura non collettati e/o di quote di acqua reflua bypassate dai depuratori	Collettamento dei terminali di fognatura, miglioramento delle stazioni di sollevamento
	Diminuzione degli inquinanti rilasciati dagli scarichi esistenti	Aumento dell'efficacia dei trattamenti depurativi
		Aumento dell'utilizzo di tecniche di abbattimento dei nutrienti da fonti puntuali (lagunaggio, fitodepurazione, fertirrigazione, ecc...)
		Promozione del riuso di acque reflue depurate
	Intervento sugli sfioratori di piena	Realizzazione di sistemi per il trattamento delle acque di sfioro delle reti fognarie miste e per il trattamento delle acque di prima pioggia
		Realizzazione di reti fognarie separate per i nuovi insediamenti urbani
Regime idraulico	Aumento delle portate naturali di base	Interventi di ricarica artificiale del corpo idrico
		Adozione di indirizzi per l'uso del suolo che tendano alla riduzione-limitazione dell'impermeabilizzazione
		Interventi per il riassetto territoriale, con tutela delle superfici di ricarica e recupero delle acque bianche convogliate in fognatura
	Contenimento delle piene	Realizzazione di aree di esondazione controllata
		Interventi sul reticolo idrografico minore per il rallentamento del tempo di corrivazione
		Riconversione dei terreni agricoli marginali verso assetti naturali per favorire la mobilità del corso d'acqua
Morfologia fluviale e habitat	Interventi di riqualificazione delle aree di pertinenza fluviale e delle fasce vegetate	Conservare, ampliare e gestire le aree di pertinenza fluviale in modo compatibile con i processi idromorfologici naturali
		Realizzazione di fasce tampone/ecosistemi filtro lungo il corso d'acqua
		Adeguare, dismettere le opere di difesa delle alluvioni interferenti e non strategiche per la sicurezza per migliorare i processi idromorfologici
		Salvaguardare le forme dell'alveo e della piana inondabile, coinvolte dai processi idromorfologici fluviali attivi
	Interventi di riqualificazione dell'alveo e dei suoi habitat	Restaurazione della configurazione dell'alveo di magra per garantire una migliore funzionalità
		Miglioramento degli habitat di ripa e di alveo per incrementare l'autodepurazione

Gli interventi presentati in tabella 2.37 devono essere inseriti nel modello con una formulazione numerica (interfaccia intervento-modello). Il numero di opzioni è di per sé limitato. La valutazione della reale efficacia dell'intervento e la quantificazione numerica dei suoi effetti rappresentano la parte di lavoro più consistente e più soggetta ad incertezza.

Le possibili opzioni di interazione con il modello identificate sono:

- Modifica della geometria della sezione (ampiezza, pendenza, sponde, ecc...) in un tratto fluviale;
- Modifica dell'equazione di Manning in un tratto fluviale;
- Modifica della componente vegetale e del sedimento in un tratto fluviale;
- Aggiunta o eliminazione di una traversa, sbarramento o cascata;
- Aggiunta o eliminazione di una diversione d'acqua;
- Aggiunta o eliminazione di uno scarico puntuale;
- Modifica delle caratteristiche di uno scarico puntuale (portata e/o parametri chimico-fisici);
- Aggiunta o eliminazione di uno scarico diffuso;
- Modifica delle caratteristiche di uno scarico diffuso (portata e/o parametri chimico-fisici);
- Aggiunta, modifica della portata o eliminazione di una perdita d'acqua diffusa.

Occorre ribadire ancora una volta che la modellizzazione con QUAL2K non può e non deve essere considerata esaustiva nella rappresentazione degli effetti delle misure. Il modello può mostrare, con un grado di adeguatezza che è funzione della validità dei dati disponibili, i possibili effetti degli scenari di intervento sulla qualità delle acque. Nell'ambito del bacino del torrente Bolletta, il miglioramento della qualità delle acque è un obiettivo primario per il raggiungimento dello stato di qualità ecologica "buono" e per la tutela della qualità del Ceresio. La buona qualità delle acque, tuttavia, se può essere considerata condizione necessaria alla riqualificazione dell'ambiente fluviale nel suo complesso, non è condizione sufficiente, e deve essere un obiettivo perseguito parallelamente ad altri, più strettamente idraulici e morfologici. Gli interventi rientranti in queste ultime categorie possono essere inseriti nel modello QUAL2K per valutarne l'eventuale efficacia sinergica anche in funzione del miglioramento della qualità delle acque, ma occorre tenere sempre distinto (e in evidenza) il ruolo di un intervento nella riqualificazione complessiva dell'ambiente fluviale rispetto al ruolo specifico in un unico ambito di valutazione.

2.8 Conclusioni

I diversi rami del torrente bolletta presentano caratteristiche geografiche e idromorfologiche molto diverse tra loro, e tali difformità sono ulteriormente esasperate dalla presenza di diversi gradi di pressione antropica nelle diverse parti del bacino.

In particolare, l'asta di fondovalle, che nasce con il nome di roggia Molinara, attraversa un territorio fin da subito notevolmente antropizzato, e presenta una criticità già nel primo tratto, dove il depuratore di Arcisate scarica carichi inquinanti piuttosto consistenti, che alterano la qualità delle acque fino a portarla, per un tratto, a livello "cattivo" (il peggiore). Il torrente di fondovalle, tuttavia, è in grado di assorbire tali carichi inquinanti, sia per le proprie residue capacità autodepurative, sia per gli apporti di due rami laterali (il torrente Briolo e il tratto montano del torrente Bolletta) in grado di esercitare un notevole potere diluente. Lo stato ecologico del tratto intermedio del ramo di fondovalle recupera in qualità, ottenendo un giudizio complessivo pari a "buono" (con l'eccezione della stazione BOL6 in cui la comunità macroinvertebrate scendono al livello "sufficiente" pur mantenendosi la qualità chimico-fisica su livelli "buoni"), analogamente agli affluenti Briolo e Bolletta montano. Successivamente, il giudizio di qualità scende a livello "scadente" per i carichi inquinanti rilasciati dal depuratore di Cuasso al Monte, in un tratto fluviale già povero di habitat a causa delle notevoli rettificazioni a cui è stato sottoposto.

L'utilizzo del modello QUAL2K come strumento a supporto delle decisioni nell'ambito degli interventi per il miglioramento della qualità delle acque nel bacino del Bolletta è risultato vantaggioso, sia in termini di comprensione della situazione attuale, sia nella prospettiva potenziale di valutare l'inserimento futuro di interventi per la riqualificazione.

Lo scenario attuale medio, valutato in condizioni di tempo asciutto, è risultato informativo per quel che riguarda le pressioni agenti in tali condizioni. In particolare, è risultata evidente l'influenza sulla qualità delle acque dei due impianti di depurazione presenti nel bacino, ed è stata evidenziata la criticità riguardante la vicinanza dell'impianto di Cuasso alla foce del torrente. Essa è tale da non consentire alcuna autodepurazione anche per quei parametri, quali l'azoto ammoniacale, che potrebbero beneficiare di processi ossidativi in un percorso fluviale più lungo e in condizioni di morfologia migliori. I valori dei descrittori del cosiddetto "inquinamento tradizionale" (carico trofico), dunque, rappresentano tuttora una criticità riguardante la qualità delle acque del Bolletta, e possono essere affrontati sulla base di migliorie riguardanti i trattamenti depurativi degli impianti esistenti. In questo

senso, già una maggiore conformità con quanto previsto dalle normative vigenti (ciò che nel paragrafo precedente è stato chiamato “scenario A”) potrebbe apportare migliorie significative, anche se non del tutto risolutive, date le dimensioni e la posizione, in particolare, del depuratore di Cuasso. In tal senso, occorrerà valutare scenari volti all’adozione di azioni suppletive, fermo restando che occorrerà valutare anche la consistenza e l’incidenza dei carichi inquinanti che vengono rilasciati durante episodi meteorici più o meno intensi.

3. TORRENTE BOESIO

3.1 Inquadramento territoriale e stazioni di campionamento

Il bacino idrografico del torrente Boesio è posto nel settore centro-occidentale del territorio provinciale di Varese e si estende per circa 45 km², tra una quota massima di 1235 m s.l.m. e minima di 197 m s.l.m., alla sezione di chiusura. Il torrente Boesio nasce nella Valcuvia, presso Cuveglio a 270 m s.l.m., e, secondo un orientamento est-ovest, ricevuti gli apporti di diversi rami laterali, sfocia nel Lago Maggiore all'altezza di Laveno. L'asta principale del torrente è lunga circa 12 km con una pendenza media modesta, di circa il 2‰. La pendenza media degli affluenti è, invece, piuttosto accentuata, intorno al 40‰. L'ambiente acquatico possiede caratteristiche iporitrili, con velocità di corrente a tratti sostenuta, acque con lunghi raschi separati da corti pozze sulle curve; il substrato di fondo è costituito in prevalenza da ciottoli, ghiaia e, localmente, fango, con abbondante sedimento organico fine e grossolano e una cospicua copertura perfitica. La vocazionalità espressa dall'habitat fisico è a salmonidi, accompagnati da ciprinidi reofili (Carta delle vocazioni ittiche, Provincia di Varese). Il torrente attraversa un'area fortemente antropizzata in quanto interessa, da monte a valle, i territori comunali di Cuveglio, Cuvio, Azzio, Casalzuigno, Brenta, Cittiglio e Laveno Mombello, oltre a zone industriali e campi coltivati.

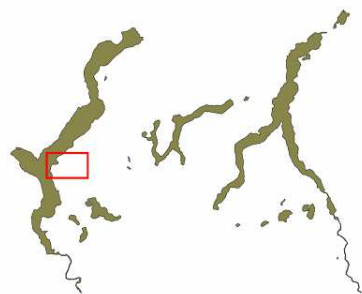
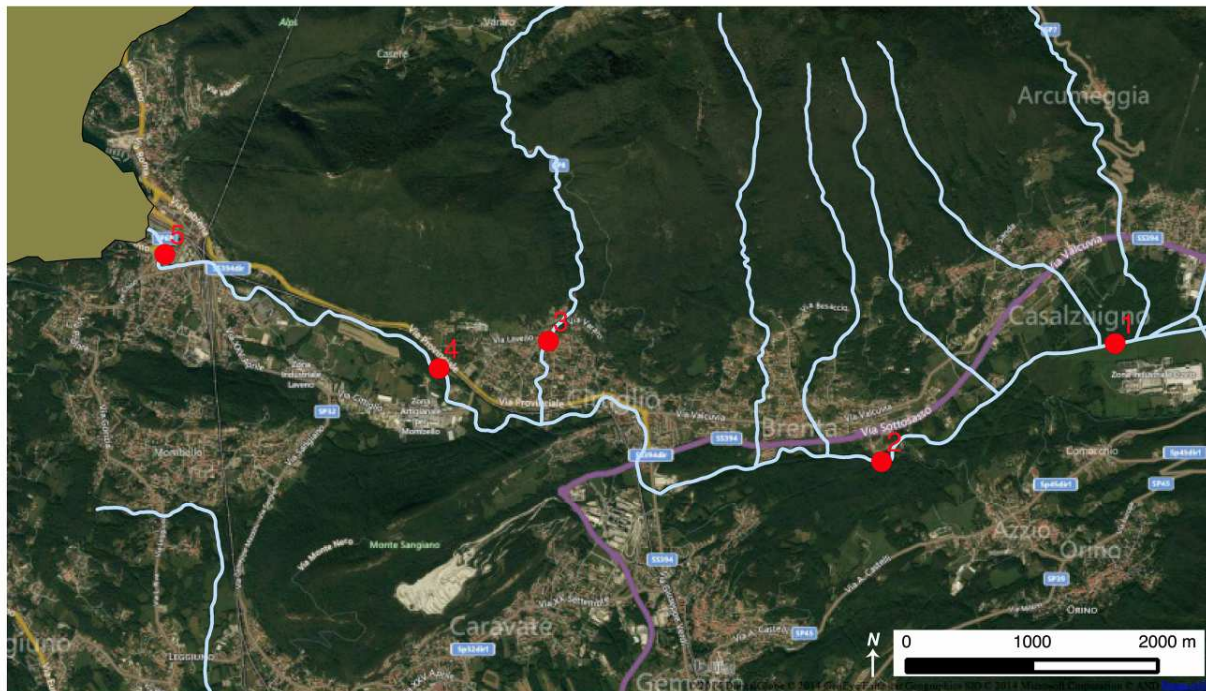
Si ritiene che parte degli inquinanti derivino dal dilavamento dei terreni circostanti adibiti ad uso agricolo e parte siano di origine civile. I principali depuratori che insistono sull'asta fluviale sono quelli di Casalzuigno e di Laveno Mombello.

Gli studi pregressi effettuati nell'ambito delle attività promosse dal CIP AIS hanno evidenziato come esso sia, insieme al fiume Bardello, responsabile per l'ingresso di una notevole frazione dei carichi di fosforo e azoto veicolati nel Verbano. L'elevato uso antropico del territorio attraversato, inoltre, costituisce un fattore di stress per l'ecosistema fluviale, a causa dell'avvenuta diminuzione degli habitat e della rettificazione del percorso del torrente. La biocenosi subisce, dunque, gli effetti negativi e sinergici della contemporanea presenza di una qualità delle acque non ottimale e della banalizzazione idromorfologica del torrente. Tali effetti compromettono lo stato di qualità complessivo del corpo idrico, mentre la loro concomitanza impedisce l'identificazione degli interventi prioritari da effettuarsi in vista di un possibile recupero. L'analisi integrata delle dinamiche di causa-effetto tra alterazioni e comunità biologiche (con particolare riferimento ai macroinvertebrati) su un numero congruo di campioni, lungo gradienti ben definiti e per un tempo non inferiore a due anni, è dunque imprescindibile per l'orientamento di strategie pianificatorie di riqualificazione.

Obiettivo primario nello studio del torrente Boesio è quindi la definizione delle relazioni causali tra le alterazioni multiple e le comunità biologiche, al fine di determinare gli interventi di riqualificazione più efficaci e la loro priorità.

A tal fine sono stati scelti 5 siti di campionamento che rappresentassero i tratti fluviali oggetto di studio e le variazioni delle caratteristiche idromorfologiche e di qualità dell'acqua (Figura 3.1).

- Sito 1: localizzato nel territorio comunale di Casalzuigno, caratterizzato da una buona qualità dell'acqua e da scarsa valenza idromorfologica (alveo raddrizzato);
- Sito 2: localizzato nel territorio comunale di Brenta, caratterizzato da buone condizioni idromorfologiche e scarsa qualità dell'acqua, dovuta all'immissione dello scarico dell'impianto di depurazione di Casalzuigno;
- Sito 3: si trova nel territorio comunale di Cittiglio, lungo un affluente del Boesio (torrente San Giulio). E' caratterizzato da una buona qualità dell'acqua e buone caratteristiche idromorfologiche. Si noti come sia stato necessario scegliere un sito su un affluente al fine di inserire nel disegno sperimentale un ambiente che presentasse caratteristiche di sufficiente integrità per entrambi gli ambiti.
- Sito 4: localizzato nel territorio comunale di Cittiglio, a monte del depuratore di Laveno. Il sito è stato utilizzato per le sole analisi chimiche, al fine di quantificare l'impatto del depuratore stesso.
- Sito 5: si trova all'altezza della foce, nel comune di Laveno. E' caratterizzato da una cattiva qualità dell'acqua e bassa disponibilità di habitat.



Coordinate dei punti di campionamento (WGS84/UTM32)

1: 478102, 5082883

2: 476241, 5081953

3: 473596, 5082919

4: 472725, 5082705

5: 470550, 5083622

Fig. 3.1 - Localizzazione dei siti di campionamento.

3.2 Qualità delle acque e idromorfologia

Con i valori dei macrodescrittori raccolti nelle 5 stazioni di campionamento della qualità dell'acqua (Tabelle 3.1 e 3.2), volte alla determinazione dello stato ecologico, è stato possibile definire lo stato di qualità LIMeco (elementi chimico-fisici a sostegno della determinazione dello stato ecologico complessivo), secondo la classificazione del D.M. 260/2010. Le tabelle di riferimento per la determinazione del valore dell'indice LIMeco sono riportate nel paragrafo 2.2 (torrente Bolletta - tabelle 2.2 e 2.3).

Tab 3.1 - Parametri chimici, fisici e microbiologici – Anno 2013. In tabella sono indicate medie e deviazioni standard.

Sito	T (°C)	DO (mg/l)	DO %	Cond. (µS/cm)	pH	COD (mg/l)	NH4-N (mg/l)	NO3-N (mg/l)	TP (mg/l)	E. coli UFC/100ml
1	11,7 ± 4,0	9,51 ± 1,49	90,2 ± 5,9	399 ± 49	8,1 ± 0,4	8 ± 6	0,280 ± 0,310	2,255 ± 0,521	0,299 ± 0,43	813 ± 176
2	12,1 ± 4,1	9,56 ± 1,32	91,5 ± 3,5	710 ± 258	8,0 ± 0,2	12 ± 3	0,072 ± 0,052	3,727 ± 2,969	0,656 ± 1,017	881 ± 455
3	11,4 ± 4,7	10,75 ± 1,37	101,7 ± 2,8	362 ± 12	8,4 ± 0,1	7 ± 5	0,003 ± 0,005	1,762 ± 0,854	0,171 ± 0,25	125 ± 139
4	12,2 ± 4,6	10,83 ± 1,64	103,5 ± 5,2	712 ± 290	8,5 ± 0,1	15 ± 2	0,084 ± 0,081	3,639 ± 2,411	0,206 ± 0,255	4311 ± 5486
5	13,5 ± 4,4	10,70 ± 2,01	104,7 ± 9,6	693 ± 222	8,2 ± 0,3	16 ± 3	0,267 ± 0,156	3,111 ± 1,865	0,193 ± 0,203	9100 ± 10967

Tab. 3.2 - Punteggi LIMeco relativi alle cinque stazioni di campionamento per l'anno 2013.

sito	Località	mag 13	ott 13	dic 13	media	classe
1	Casalzuigno	0,688	0,375	0,438	0,500	2
2	Brenta	0,688	0,188	0,563	0,479	3
3	Cittiglio (affluente)	0,813	0,531	0,875	0,740	1
4	Cittiglio	0,563	0,500	0,438	0,500	2
5	Laveno foce	0,469	0,250	0,313	0,344	3

L'andamento dei parametri chimico-fisici e microbiologici mostra un calo della qualità dell'acqua nella stazione 2 e nella stazione 5, con scadimenti dell'indice LIMeco fino alla classe 3, principalmente dovuti all'innalzamento della concentrazione di azoto ammoniacale e del fosforo totale (nel caso del sito 2). Il sito 3, localizzato sul torrente San Giulio, un affluente in sponda orografica destra, presenta il giudizio LIMeco migliore (1, ossia "elevato").

Gli elevati carichi di azoto ammoniacale veicolati alla foce (Tabella 3.3) possono essere ricondotti sia ad apporti di scarichi fognari non trattati, quali scolmatori di piena e zone abitate non collettate che insistono sull'asta del Boesio, sia al non perfetto funzionamento dei processi di nitrificazione degli impianti di depurazione. Il carico di azoto nitrico è ascrivibile per lo più ai due impianti di depurazione

di Casalzuigno e di Laveno, mancando attività zootecniche di rilievo e grandi estensioni agricole nel bacino.

Tab. 3.3 - Carichi inquinanti immessi nel lago Maggiore, calcolati con i dati raccolti nella stazione 5 (Laveno – Foce).

Sito	COD (kg/d)	NH4-N (kg/d)	NO3-N kg/d	TP kg/d
5	2534,9	29,8	334,7	17,1

In quattro dei cinque siti scelti per lo studio del torrente Boesio sono stati raccolti campioni di macroinvertebrati con il metodo *multihabitat proporzionale* (vedi paragrafo 3.4). Ad ogni campione di macrobenthos raccolto sono stati abbinati i valori di alcune variabili fisiche: velocità della corrente, profondità dell'acqua, substrato dominante e matrice del substrato. I dati raccolti sono mostrati in tabella 3.4.

Tab. 3.4 - Valori delle variabile fisiche misurate durante il campionamento di macrobenthos. Per velocità della corrente e profondità sono mostrate media e deviazione standard oltre al minimo e al massimo.

	Sito1	Sito2	Sito3	Sito5
Velocità della corrente				
Media (m/s)	0,183 ± 0,159	0,327 ± 0,312	0,163 ± 0,141	0,397 ± 0,250
Minima (m/s)	0,001	0,007	0,003	0,030
Massima (m/s)	0,674	0,965	0,479	0,779
Profondità dell'acqua				
Media (m)	0,19 ± 0,09	0,25 ± 0,14	0,25 ± 0,23	0,26 ± 0,16
Minima (m)	0,05	0,06	0,04	0,07
Massima (m)	0,35	0,49	0,81	0,60
Frequenza % dei substrati dominanti				
Sabbia - SAB	20	10	0	15
Ghiaia - GHI	25	0	5	0
Microlithal - MIC	50	20	25	25
Mesolithal - MES	5	30	35	35
Macrolithal - MAC	0	30	20	20
Megalithal - MGL	0	10	10	5
Frequenza % della matrice				
ASSENTE	20	0	5	10
SAB	65	40	45	40
GHI	15	60	50	50
MIC	0	0	0	0

La figura 3.2 mostra la distribuzione, aggregata per i diversi campionamenti, delle classi di velocità, profondità, substrati dominanti e matrice del substrato nei 4 siti campionati. La rappresentazione grafica della distribuzione delle classi permette una valutazione rapida della diversificazione idromorfologica e della disponibilità di habitat nei siti campionati. Il sito 1 appare come un canale rettificato molto uniforme. Sono rappresentati microhabitat a basse velocità di corrente e bassa profondità dell'acqua. Il substrato dominante è di dimensione intermedia. Prevalgono comunque substrati fini che vanno dalla sabbia a ciottoli di dimensione inferiore ai 10 cm.

Il sito 2 è più diversificato, e compaiono alternanza di raschi veloci (velocità maggiore di 0,50 m/s) e buche con profondità mai maggiore di 50 cm. Il substrato è molto diversificato; sono presenti massi di dimensioni maggiori di 40-50 cm e piccoli ciottoli. La matrice è rappresentata da ghiaia e sabbia.

Il sito 3 è localizzato sul torrente San Giulio, affluente del torrente Boesio. È un corso d'acqua di dimensioni molto ridotte rispetto al Boesio e presenta una alternanza di microhabitat di raschio e di pozza. Le velocità non superano mai gli 0,5 m/s e le profondità rimangono per lo più basse (< 0,25 m). I substrati sono molto diversificati: sono presenti massi di notevoli dimensioni a ciottoli e sabbia.

Il sito 5, nei pressi della foce del torrente Boesio, è l'unico sito che presenta molti microhabitat con alta velocità di corrente. Nonostante la diversificazione in zone a velocità e profondità diverse, con substrati differenti, è un canale rettificato (ma con fondo naturale).

Lo studio della distribuzione dei microhabitat fisici, caratterizzati dalle variabili velocità, profondità e tipologia di substrato, è un buono strumento per comprendere la distribuzione delle comunità macroinvertebrate che verrà ripresa nel paragrafo 3.4. Siti con microhabitat più diversificati solitamente favoriscono l'aumento della biodiversità delle comunità macroinvertebrate. In generale, habitat di raschio, o comunque l'alternanza di raschi e buche, favoriscono la riossigenazione delle acque, creando microhabitat più idonei ad organismi particolarmente sensibili all'alterazione chimica. Inoltre, la presenza simultanea di habitat caratterizzati da valori differenti delle variabili fisiche misurate permette a taxa con diverse specializzazioni di convivere nello stesso mesoambiente, favorendo così l'aumento di biodiversità anche funzionale.

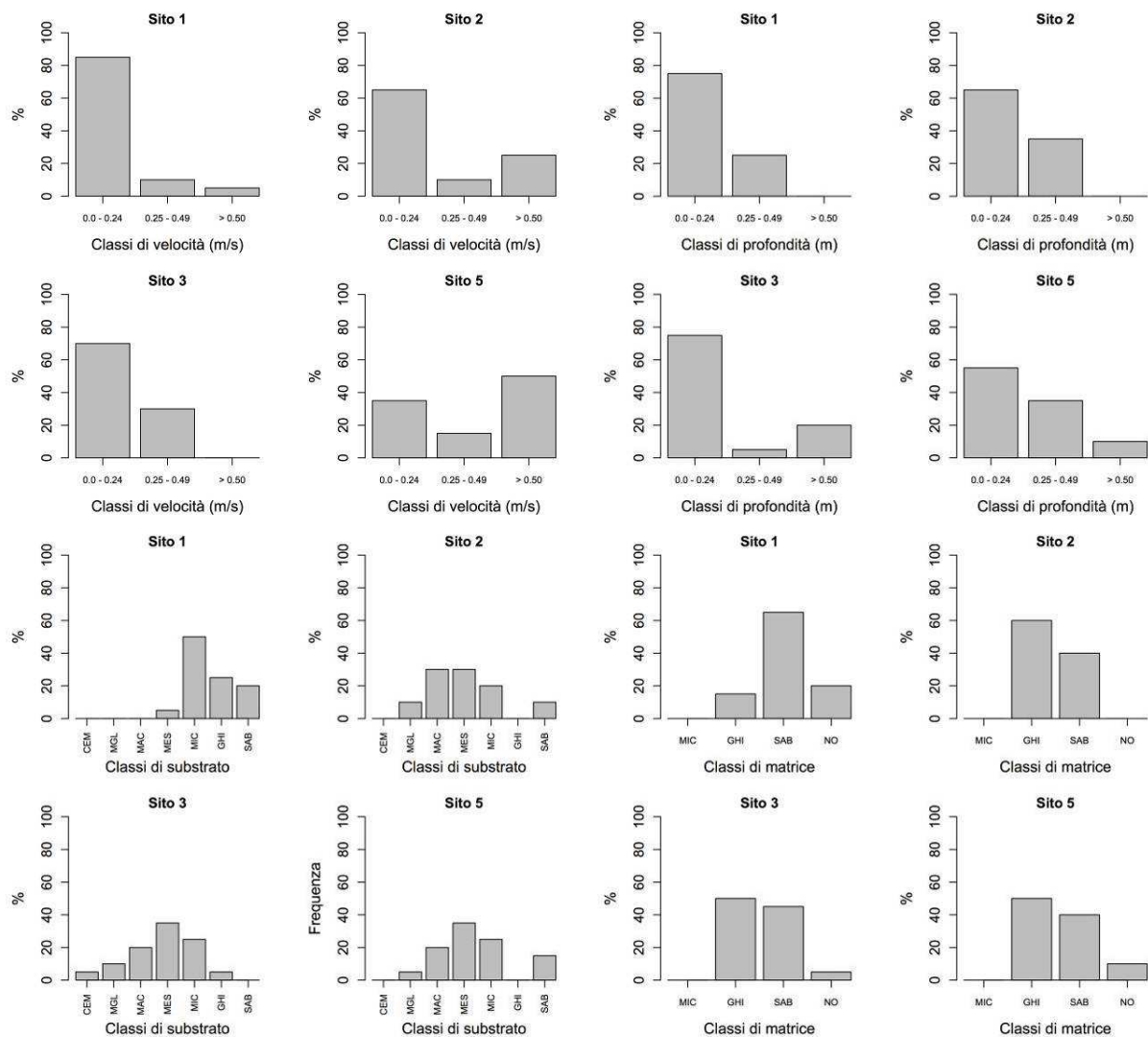


Fig. 3.2 - Rappresentazione grafica della distribuzioni delle classi di velocità, profondità, substrati dominanti e matrice del substrato nei 4 siti campionati.

3.3 Disegno sperimentale per l'analisi delle alterazioni chimiche e idromorfologiche

Sono numerosi gli studi presenti in letteratura scientifica che pongono in relazione le modificazioni delle comunità macroinvertebrate con differenti variabili ambientali, come ad esempio le condizioni idrauliche, la composizione del substrato, la disponibilità di diverse risorse alimentari e le alterazioni chimiche dell'acque. Poiché sul Boesio insistono alterazioni che riguardano i diversi ambiti, si è deciso di campionare in siti rappresentativi di ogni possibile combinazione di alterazione chimica ed idromorfologica, secondo lo schema riportato in tabella 3.5. Tali alterazioni, infatti, rappresentano i principali problemi che portano allo scadimento di qualità del torrente. Da una analisi preliminare del torrente Boesio, i 4 siti scelti per questo disegno sperimentale sono il Sito 1, il Sito 2, il Sito 3 e il Sito 5.

Tab. 3.5 - Schema di campionamento per analizzare le diverse interazioni tra alterazione idromorfologica e chimica

+ Qualità chimica	- Qualità chimica	Sito 1	Sito 2
- Qualità idromorfologica	+ Qualità idromorfologica		
+ Qualità chimica	- Qualità chimica	Sito 3	Sito 5
+ Qualità idromorfologica	- Qualità idromorfologica		

Sull'asta principale del torrente Boesio non è stato individuato un sito che presenti una buona qualità dell'acqua e contemporaneamente una buona integrità idromorfologica. Per questo è stato scelto un sito sul torrente San Giulio (Sito 3) che potesse avere queste caratteristiche. Il disegno sperimentale qui descritto permetterà di analizzare la distribuzione delle comunità macroinvertebrate in relazione alle alterazioni che comportano il suo scadimento. I risultati preliminari delle analisi statistiche a supporto sono illustrati nel paragrafo successivo.

3.4 Macroinvertebrati

Sono state campionate le comunità macroinvertebrate secondo la metodologia *multihabitat proporzionale* nei siti individuati nel paragrafo 3.3. A differenza della metodologia utilizzata per la determinazione dell'indice STAR_ICMi, i campioni raccolti in ciascun microhabitat sono stati tenuti separati, e per ciascuno di essi, come già detto, sono state definite alcune variabili fisiche misurate al momento del campionamento. Le variabili misurate sono state la velocità della corrente, la profondità dell'acqua, il substrato dominante e la matrice di substrato. Il campionamento eseguito ai fini della ricerca relativa ai nessi causali tra variabili ambientali e diversificazione delle comunità biologiche è stata svolta, per ovvi motivi, tenendo separati i singoli campioni raccolti. Poiché tale raccolta è inadatta alla determinazione dell'indice STAR_ICMi (il riconoscimento avviene in laboratorio, e il protocollo di campionamento è adattato alle esigenze del disegno sperimentale specifico), è stato eseguito a fini di confronto con i dati istituzionali anche il campionamento con protocollo standard per la definizione dell'indice STAR_ICMi, effettuando dei campionamenti ad hoc.

I taxa rinvenuti e riconosciuti a livello di famiglia sono riportati in tabella 3.6. Nelle figure 3.3, 3.4, 3.5 e 3.6 sono raffigurate le distribuzioni percentuali dei macroinvertebrati (accorpati in ordini o classi) rinvenuti dei 4 siti campionati.

Le famiglie dell'ordine dei Plecotteri, in particolare le famiglie Taeniopterygidae e Leuctridae, sono particolarmente abbondanti nei siti 1 e 3, che presentano basse concentrazioni di COD e di fosforo totale e bassa conducibilità elettrica. Plecotteri ed efemerotteri sono molto scarsi nel sito 5, probabilmente a causa della scarsa qualità delle acque e della banalizzazione idromorfologica dell'alveo. Nel sito 2 e nel sito 3 abbondano i taxa dell'ordine dei coleotteri, in particolar modo la famiglia degli Elmidae. Le famiglie dell'ordine dei ditteri sono diffuse in modo omogeneo su tutti i siti campionati, mentre le famiglie della classe dei Clitellati sono diffuse laddove vi è maggior presenza di substrati fini come nel sito 1.

Tab. 3.6 - Tabella riassuntiva dei taxa rinvenuti nei siti di campionamento 1, 2, 3 e 5, con relative medie (\pm deviazione standard), minimo e massimo delle densità (esprese come individui / 0,1 m²).

Ordine o Classe	Famiglia	Sito 1			Sito 2			Sito 3			Sito 5		
		media	min	max	media	min	max	media	min	max	media	min	max
Plecotteri	Taeniopterygidae	14 \pm 47	0	210	1 \pm 4	0	21	47 \pm 141	0	642	1 \pm 0	0	2
	Chloroperlidae	1 \pm 0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Leuctridae	30 \pm 58	0	210	5 \pm 8	0	32	39 \pm 68	0	236	1 \pm 0	0	3
	Nemouridae	0	0	0	0	0	0	1 \pm 0	0	2	0	0	0
	Perlidae	0	0	0	0	0	0	1 \pm 0	0	1	0	0	0

Efemeroteri	Ephemeridae	1 ± 2	0	11	0	0	0	1 ± 0	0	3	0	0	0
	Leptophlebiidae	1 ± 1	0	7	0	0	0	1 ± 0	0	2	0	0	0
	Heptagenidae	11 ± 14	0	45	1 ± 0	0	2	2 ± 4	0	19	1 ± 0	0	1
	Baetidae	4 ± 11	0	48	18 ± 24	0	84	32 ± 43	0	178	13 ± 23	0	95
	Caenidae	0 ± 0	0	0	0	0	0	0	0	0	10 ± 14	0	55
	Ephemerellidae	1 ± 0	0	2	1 ± 0	0	1	1 ± 0	0	1	0	0	0
Tricotteri	Baeraeidae	1 ± 0	0	3	1 ± 0	0	1	2 ± 4	0	21	0	0	0
	Hydropsychidae	2 ± 4	0	18	143 ± 242	0	882	9 ± 33	0	151	30 ± 56	0	196
	Hydroptilidae	1 ± 1	0	7	0 ± 1	0	7	1 ± 0	0	1	2 ± 8	0	37
	Brachycentridae	1 ± 1	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Glossomatidae	1 ± 1	0	7	0	0	0	1 ± 1	0	5	0	0	0
	Goeridae	1 ± 3	0	11	10 ± 26	0	122	1 ± 0	0	1	1 ± 2	0	12
	Leptoceridae	1 ± 0	0	2	2 ± 3	0	11	1 ± 0	0	2	1 ± 3	0	12
	Limnephilidae	1 ± 4	0	18	3 ± 13	0	62	0	0	0	0	0	0
	Odontoceridae	0	0	0	0	0	0	1 ± 0	0	3	0	0	0
	Polycentropodidae	0	0	0	0	0	0	1 ± 0	0	1	0	0	0
	Philopotamidae	1 ± 0	0	2	0	0	0	1 ± 0	0	2	0	0	0
	Psychomyidae	1 ± 0	0	2	1 ± 0	0	1	1 ± 1	0	3	1 ± 2	0	12
	Rhyacophilidae	0	0	0	1 ± 4	0	20	2 ± 4	0	19	1 ± 5	0	25
	Sericomastidae	1 ± 0	0	2	1 ± 0	0	1	1 ± 0	0	1	0	0	0
Coleotteri	Gyrinidae	1 ± 0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Dryopidae	1 ± 0	0	1	1 ± 0	0	1	0	0	0	0	0	0
	Dytiscidae	1 ± 1	0	4	1 ± 0	0	1	1 ± 0	0	2	0	0	0
	Elmidae	9, ± 11	0	39	48 ± 43	0	145	71 ± 96	6	412	2 ± 3	0	12
	Gyrinidae	1 ± 0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Helodidae	0	0	0	0	0	0	1 ± 0	0	1	0	0	0
	Hydraenidae	1 ± 0	0	1	1 ± 2	0	12	0 ± 1	0	5	0	0	0
Ditteri	Dolichopodidae	0	0	0	1 ± 0	0	0	0	0	0	1 ± 0	0	2
	Dixidae	1 ± 0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Arthericidae	8 ± 11	0	45	6 ± 9,	0	32	4 ± 4	0	16	1 ± 0	0	1
	Chironomidae	145 ± 229	4	941	16 ± 15	0	63	25 ± 21	2	83	127 ± 150	8	579
	Limoniidae	1 ± 2	0	9	1 ± 0	0	1	1 ± 1	0	5	1 ± 2	0	11
	Muscidae	1 ± 0	0	1	0	0	0	0	0	0	1 ± 0	0	1
	Ceratopogonidae	1 ± 0	0	3	1 ± 2	0	7	1 ± 0	0	3	2 ± 5	0	24
	Empididae	0	0	0	2 ± 5	0	24	0	0	0	1 ± 0	0	2
	Psychodidae	1 ± 1	0	4	1 ± 0	0	1	1 ± 0	0	2	1 ± 0	0	3
	Simuliidae	2 ± 4	0	18	26 ± 38	0	127	109 ± 330	0	1488	36 ± 108	0	481
	Stratiomyidae	1 ± 0	0	1	0	0	0	1 ± 1	0	7	1 ± 0	0	1
	Tipulidae	1 ± 0	0	1	1 ± 3	0	12	1 ± 0	0	4	0	0	0
	Tabanidae	1 ± 2	0	9	4 ± 4	0	15	1 ± 2	0	11	1 ± 0	0	2
Odonati	Cordulegasteridae	1 ± 1	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Lestidae	1 ± 1	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Calopterygidae	3 ± 6	0	20	1 ± 2	0	10	1 ± 0	0	2	1 ± 0	0	4
	Platycnemididae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1 ± 0	0	1
	Coenagrionidae	0	0	0	1 ± 0	0	1	0	0	0	0	0	0
	Sialidae	1 ± 0	0	1	0 ± 0	0	0	0	0	0	0	0	0

	Gomphidae	0	0	0	1 ± 0	0	1	0	0	0	0	0	0
	Platycnemididae	1 ± 0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Gerridae	1 ± 2	0	11	1 ± 1	0	6	1 ± 0	0	2	0	0	0
Lepidotteri	Crambidae	1 ± 0	0	1	1 ± 0	0	1	0	0	0	0	0	0
Bivalvi (classe)	Sphaeriidae	5 ± 6	0	23	2 ± 4	0	15	0	0	0	2 ± 3	0	15
Gasteropodi	Ancylidae	1 ± 0	0	2	1 ± 0	0	3	1 ± 0	0	1	1 ± 0	0	1
	Bithyniidae	0	0	0	1 ± 0	0	3	0	0	0	9, ± 25	0	106
	Lymnaeidae	1 ± 0	0	1	1 ± 0	0	3	0	0	0	51 ± 94	0	349
	Phydisae	1 ± 1	0	6	1 ± 1	0	4	3 ± 7	0	31	1 ± 2	0	8
	Valvatidae	1 ± 0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Hydrobiidae	0	0	0	1 ± 0	0	3	0	0	0	2 ± 8	0	40
	Planorbidae	1 ± 0	0	1	0 ± 0	0	0	0	0	0	1 ± 3	0	12
	Clausiliidae	0	0	0	1 ± 0	0	1	0	0	0	0	0	0
Clitellata	Erpobdellidae	1 ± 1	0	5	1 ± 0	0	1	1 ± 0	0	1	8 ± 10	0	48
(classe)	Glossiphoniidae	1 ± 0	0	3	1 ± 0	0	2	0	0	0	1 ± 1	0	4
	Enchytraeidae	1 ± 0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Lumbricidae	12 ± 22	0	96	7 ± 9,	0	28	1 ± 2	0	7	2 ± 5	0	21
	Lumbriculidae	13 ± 19	0	64	3 ± 8	0	36	1 ± 0	0	1	2 ± 5	0	24
	Naididae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1 ± 8	0	36
	Tubificidae	112 ± 226	0	868	1 ± 2	0	10	1 ± 0	0	3	34 ± 82	0	303
Turbellaria	Dendrocoelidae	1 ± 0	0	1	0	0	0	0	0	0	0 ± 0	0	0
(classe)	Dugesiidae	0	0	0	1 ± 0	0	1	1 ± 0	0	4	4 ± 13	0	61
Malacostraca	Gammaridae	117 ± 123	7	420	1 ± 1	0	4	0	0	0	1 ± 0	0	1
(classe)	Asellidae	2 ± 7	0	25	1 ± 0	0	2	1 ± 0	0	2	1 ± 0	0	3

sito 1

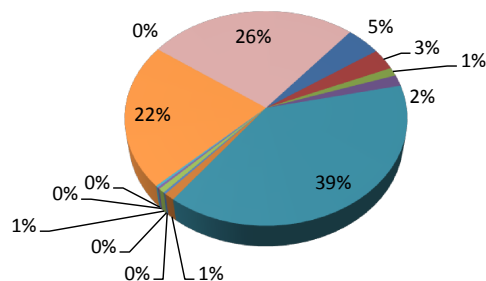


Fig. 3.3 - Distribuzione percentuale dei principali ordini o classi nel sito 1

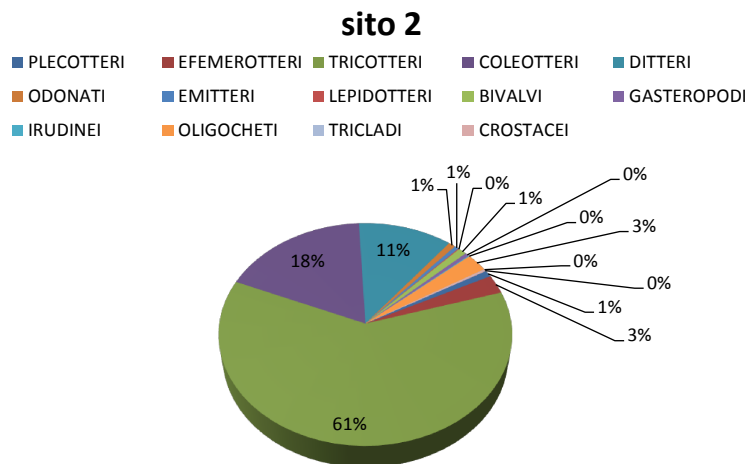


Fig. 3.4 - Distribuzione percentuale dei principali ordini o classi nel sito 2

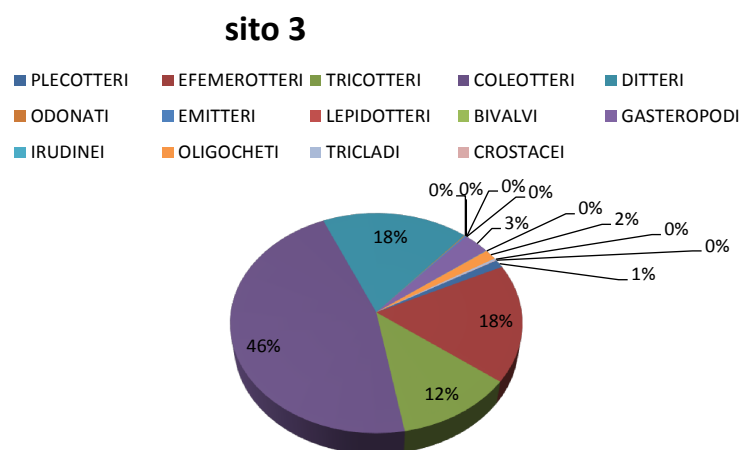


Fig. 3.5 - Distribuzione percentuale dei principali ordini o classi nel sito 3

sito 5

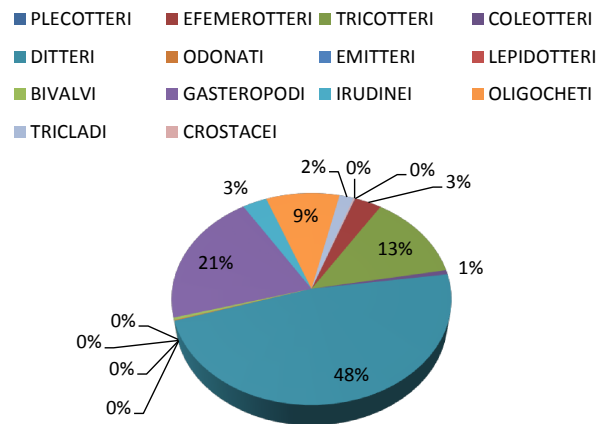


Fig. 3.6 - Distribuzione percentuale di principali ordini e famiglie nel sito 5.

I dati ottenuti dal riconoscimento a livello di famiglia dei macroinvertebrati campionati con apposito protocollo sono stati utilizzati per il calcolo dell'indice STAR_ICMi, effettuato con il software MacrOper versione 0.1.1, e verificato con un foglio di calcolo excel, di realizzazione propria, contenente gli algoritmi dell'indice. I valori di riferimento per la normalizzazione della tipologia fluviale a cui afferisce il torrente Boesio e i risultati dell'applicazione dell'indice sono riportati nelle tabelle da 3.7 a 3.9.

Tab. 3.7 - Valori di riferimenti per le stazioni di campionamento utilizzati per la normalizzazione dei valori nell'ambito del calcolo dell'indice STAR_ICMi.

Metrica	Tipo fluviale: 02AS1
	Valori utilizzati: Macrotipo C generico
ASPT	6,311
LOG(SeI_EPTD+1)	2,597
1-GOLD	0,881
TAXA RICHNESS (fam)	29,25
TAXA RICHNESS (EPT_fam)	12,50
SHANNON INDEX	1,978
STAR_ICMi (complessivo)	0,992

Tab. 3.8 - Valori delle metriche dell'indice STAR_ICMi calcolati per il torrente Boesio nei 4 siti di campionamento (anno 2013).

Sito	ASPT	Family richness	EPT richness	1-GOLD	Indice di Shannon	Log SeIPTD+1
1	5,33	17,0	5,8	0,567	1,733	0,906
2	5,46	17,5	6,3	0,574	1,778	0,906
3	5,43	17,3	6,3	0,514	1,924	0,887
5	5,60	17,3	6,8	0,442	1,895	0,963

Tab. 3.9 – Stato dell'elemento di qualità biologica delle comunità macroinvertebrate del torrente Boesio, nei diversi siti esaminati.

Sito	STAR_ICMi	Stato EQB	Classe
1	0,665	MODERATO	3
2	0,709	MODERATO	3
3	0,703	MODERATO	3
5	0,364	SCARSO	4

L'applicazione dell'indice restituisce valori di STAR_ICMi piuttosto bassi, indicando uno stato dell'elemento di qualità biologica tra il "moderato" e lo "scarso". In particolare, i siti 1, 2 e 3 presentano uno stato EQB moderato, mentre il sito 5 scade a scarso. Nel sito 3, considerato secondo il disegno sperimentale illustrato nel paragrafo precedente, come un sito con buona integrità idromorfologica e buona chimica delle acque, lo scadimento di qualità può essere causato da dinamiche idrauliche naturali: il regime sicuramente più torrentizio del torrente San Giulio può comportare piene cospicue per il suo alveo ridotto, che portano alla diminuzione del numero di macroinvertebrati campionati, con la conseguente diminuzione degli indici di qualità ecologica.

Analisi delle comunità macroinvertebrata in relazione alle variabili ambientali

In questo paragrafo sono riportati i risultati dell'analisi statistica condotta per evidenziare le relazioni tra alterazione della comunità macroinvertebrata e variabili ambientali misurate, con particolare riferimento al disegno sperimentale "qualità delle acque +/- ; morfologia +/-" mostrato in precedenza in tabella 3.5. Per valutare la significatività dell'influenza delle due variabili (qualità delle acque e morfologia), è stata analizzata la varianza dei dati delle densità di popolazione delle famiglie rinvenute, utilizzando il modello ANOVA a due vie.

Non avendo a disposizione un numero di campioni particolarmente consistente (tale numero aumenterà, infatti, con il proseguire del monitoraggio nel corso degli anni 2014 e 2015), i test condotti per valutare l'influenza delle variabili ambientali risultano essere non significativi per la maggior parte dei taxa, soprattutto per quelli, più rari, rinvenuti in pochi campioni rispetto al totale. Per semplicità, riportiamo nella figura 3.7 solo alcuni dei taxa, che presentano già ad oggi un risultato significativo.

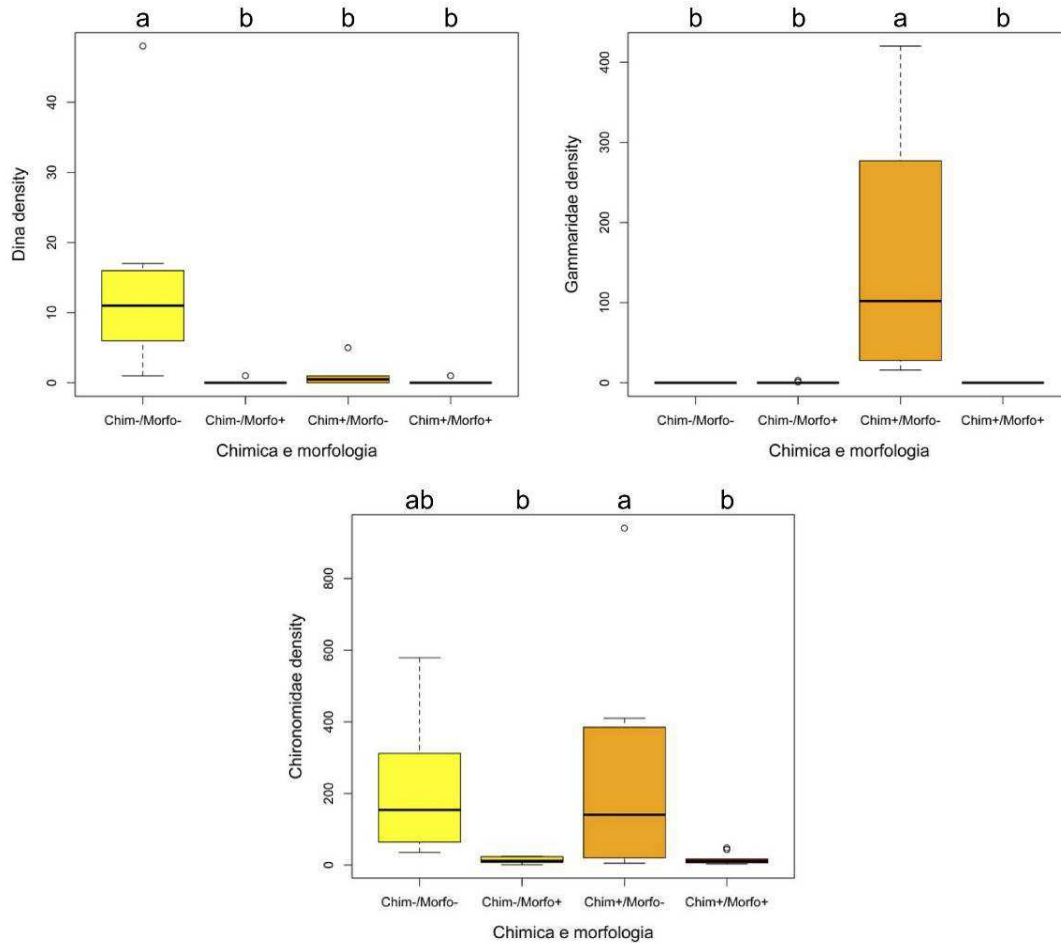


Fig. 3.7 – Esempi di rappresentazione grafica dei risultati di test ANOVA. I boxplot che riportano lettere diverse sono significativamente differenti tra loro.

La densità del genere *Dina* nel sito 5 (scarsa morfologia e scarsa qualità dell'acqua) è significativamente più abbondante che negli altri 3 siti campionati. Il genere *Dina* appartiene alla classe dei Clitellati, particolarmente tolleranti, e non richiede habitat diversificati per vivere.

La densità della famiglia dei Gammaridae, invece, nel sito 1 (buona qualità chimico-fisica dell'acqua e scarsa qualità idromorfologica) si differenzia notevolmente rispetto alle densità presenti negli altri 3 siti

con caratteristiche diverse. L'assenza di Gammaridi nel sito 3, caratterizzato anch'esso da buona qualità delle acque, si spiega con il fatto che esso è ubicato su un affluente, ad una quota superiore, in un tratto fluviale di ordine troppo basso per consentire la presenza di popolazioni cospicue di quella famiglia.

La famiglia dei Chironomidae è più abbondante nel sito 1 (buona qualità chimico-fisica dell'acqua e scarsa qualità idromorfologica) e nel sito 5 (scarsa morfologia e scarsa qualità dell'acqua). In generale, è possibile osservare come i Chironomidae aumentino di densità nei siti caratterizzati da idromorfologia scarsa, e indipendentemente dalla qualità dell'acqua. Ciò è coerente con il loro ruolo trofico e funzionale, in quanto sono degli organismi scarsamente specializzati e le tribù più ubiquitarie e tolleranti prediligono, per lo più, substrati indifferenziati e matrici fini.

Il disegno sperimentale adottato, la tipologia di indagine statistica e i risultati ottenuti sono in grado di mostrare, sia pur, al momento, con pochi esempi a supporto, come due delle principali alterazioni presenti nel torrente Boesio creino condizioni ambientali idonee solo ad alcuni taxa. Questa condizione, per esempio, porta alla sparizione o comunque alla forte diminuzione dei taxa sensibili nei siti in cui si presenta un forte scadimento della qualità dell'acqua. Di contro, taxa che presentano notevoli specializzazioni per determinati tipologie di habitat fisico (velocità della corrente elevata, bassa profondità) riescono a sopravvivere anche se le condizioni chimiche sono scadenti. Un microambiente con acqua turbolenta crea delle condizioni locali molto favorevoli alla riossigenazione delle acque, anche se il sito presenta una condizione chimica molto sfavorevole.

Dall'analisi, inoltre, si evince come taxa molto tolleranti, come la famiglia dei Chironomidae, proliferino in ambienti con pessime condizioni chimiche e banalizzazione dell'alveo. Si evidenzia così uno spostamento della comunità macroinvertebrata verso taxa molto tolleranti, tipica di situazioni di forte degrado ambientale.

Lo studio delle comunità macroinvertebrate con l'utilizzo della regressione quantile

I test statistici fino ad ora presentati valutano come la dispersione dei dati ottenuti si discosti dalla tendenza centrale (ANOVA, regressione lineare, ecc.). Quando si ha a che fare con sistemi biologici complessi, quali gli ambienti fluviali, spesso ci si trova a dover studiare numerose variabili ambientali e come queste abbiano un effetto più o meno significativo sulla distribuzione delle comunità biologiche. Non sempre i test statistici basati sulla valutazione dello scostamento centrale permettono di ottenere modelli informativi capaci di spiegare le relazioni che esistono tra variabili biologiche e variabili ambientali.

Una delle tecniche statistiche utili per comprendere l'effetto limitante delle singole variabili ambientali sulle comunità biologiche è la *regressione quantile*. Questa tipologia di regressione non valuta lo scostamento centrale dei dati, ma i limiti superiori e inferiori della distribuzione dei dati.

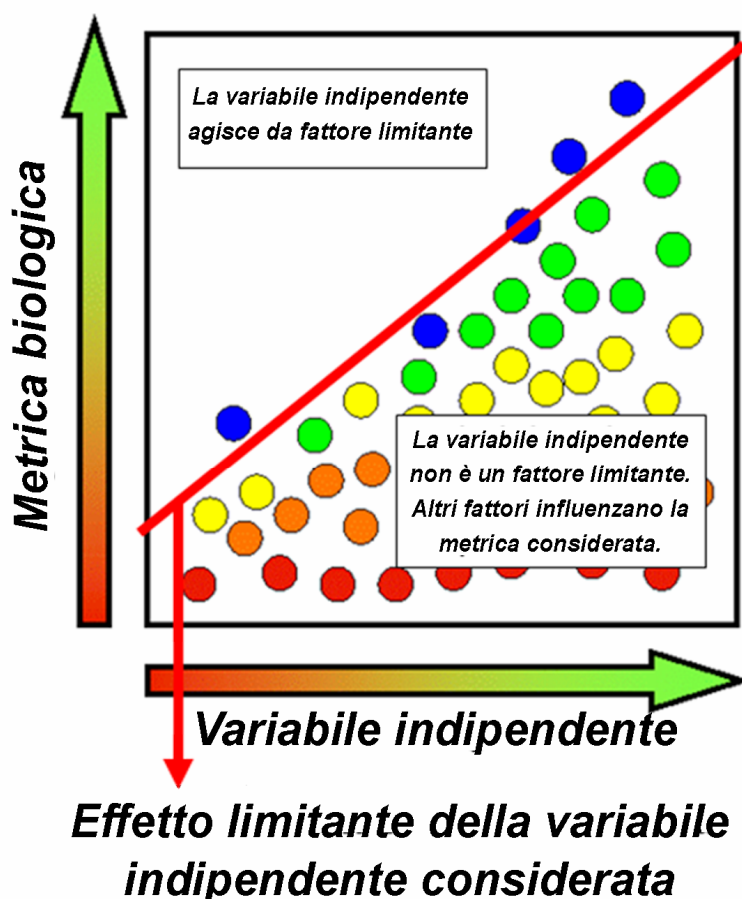


Fig. 3.8 - Esempio schematico di una regressione quantile.

Nella figura 3.8 è mostrato un esempio schematico di una regressione quantile. La linea di regressione evidenzia l'andamento dei dati nella parte alta della distribuzione. Nonostante l'alta variabilità dei dati rappresentata nella figura, che originano una "nuvola" con un notevole grado di dispersione, il modello della regressione riportato è altamente informativo. Infatti, quella linea (con la sua equazione) può rappresentare un limite al di sopra del quale sarà difficile osservare individui della popolazione di volta in volta studiata. Al di sotto di tale linea, la distribuzione osservata sarà dovuta all'azione simultanea di numerosi variabili ambientali che insistono sulla comunità biologica studiata. In questo esempio, la linea di regressione rappresenta quindi *l'azione limitante* della variabile ambientale studiata, e tale azione può essere individuata, se la numerosità dei campioni analizzati è congrua, anche in presenza degli effetti di altre alterazioni. Tale modello può essere applicato anche come modello di predizione.

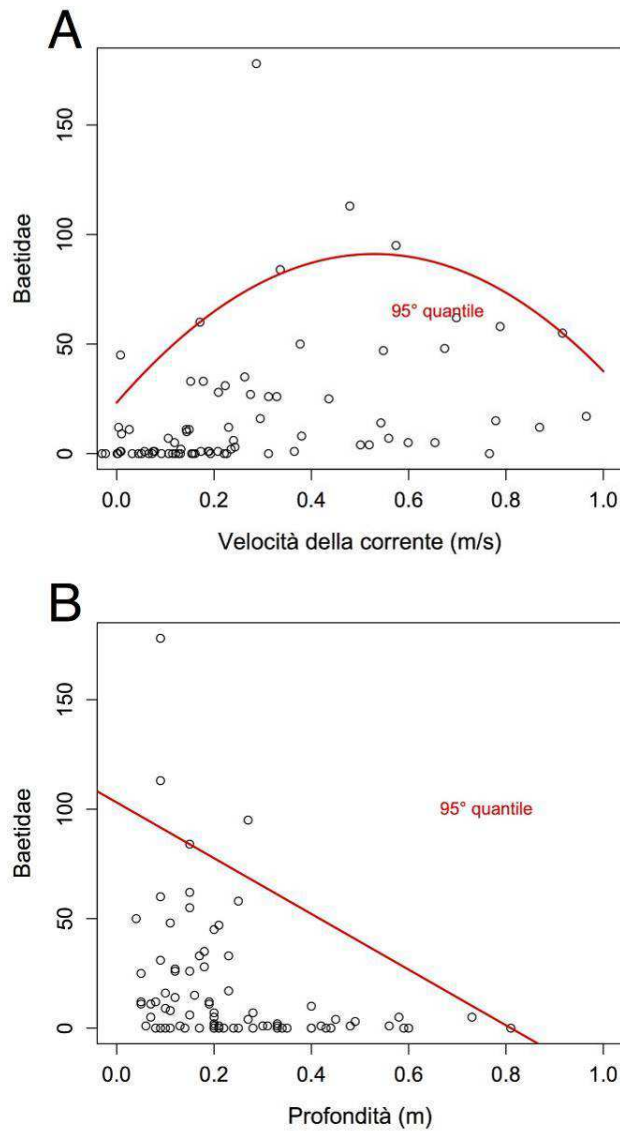
La metodologia permette di analizzare ampi dataset che presentano alta variabilità e relazioni complesse tra le variabili. Maggiore è la numerosità del campione, migliore sarà la bontà delle regressioni ad alti quantili. Nella figura successiva (Figura 3.9) sono osservabili alcuni dei risultati ottenuti con i dati raccolti ad oggi, utilizzando la famiglia Baetidae come rappresentativa di taxa ben distribuiti su tutti i siti campionati.

In figura 3.9 A è mostrata la distribuzione dei Baetidae contro il gradiente di velocità della corrente. In questo caso la regressione quantile applicata non è una regressione lineare, ma è una parabola. Ciò sta ad indicare una preferenza da parte dei Baetidae per ambienti che presentano valori di velocità intermedi. La comunità tende a diminuire laddove sono presenti microhabitat di pozza (basse velocità) oppure raschi molto veloci. La curva rappresenta il 95° quantile della distribuzione dei dati: in altre parole, solo il 5% dei dati si trova al di sopra di quella curva. Nella valutazione dell'effetto limitante della velocità sulla distribuzione dei Baetidae, la curva rossa rappresenta il confine della nicchia ecologica della popolazione nelle condizioni ambientali studiate. Diverso è l'effetto limitante della profondità (Figura 3.9 B): si osserva un forte abbassamento del numero di individui campionati in microhabitat profondi, tipici di ambienti di buca o di canali veloci. La maggior parte degli individui si mantiene in zone poco profonde.

La stessa metodologia è applicabile nella valutazione dell'effetto limitante di variabili chimiche. La distribuzione dei Baetidae contro il gradiente di azoto ammoniacale è osservabile in figura 3.9 C. Un taxon mediamente sensibile come Baetidae tende a diminuire di numerosità in ambienti in cui la concentrazione dell'azoto ammoniacale tende a salire.

E' possibile, inoltre, calcolare quale sia la variabile ambientale che più limita la distribuzione della popolazione studiata. La metodologia si basa sul "criterio d'informazione di Akaike" (indicato come

AIC). È un metodo per la valutazione e il confronto tra modelli statistici sviluppato dal matematico giapponese Hirotugu Akaike nel 1971 ed utilizzato in campo ecologico laddove bisogna paragonare modelli con forme differenti come nei casi presentati in figura 3.9. Fornisce una misura della qualità della stima di un modello statistico tenendo conto sia della bontà di adattamento che della complessità del modello.



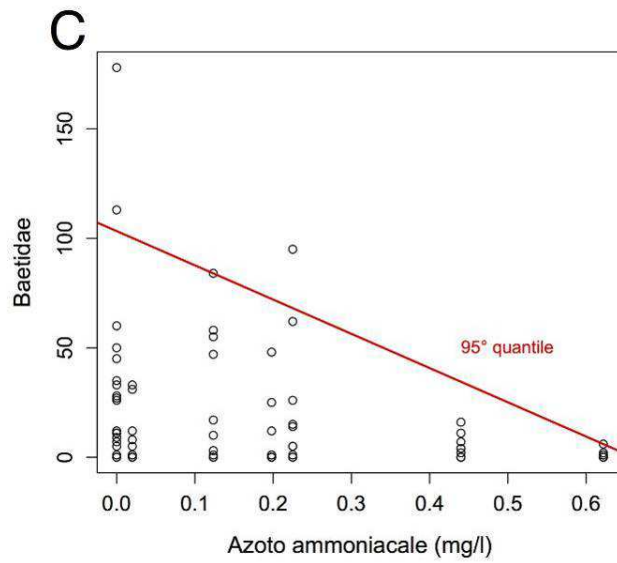


Fig. 3.9 - Rappresentazione grafica della regressione quantile applicata alla distribuzione della famiglia dei Baetidae nei confronti di gradienti di velocità della corrente (A), profondità (B) e concentrazione di azoto ammoniacale (C).

L'applicazione e il calcolo dell'AIC verrà condotto in una fase più avanzata della sperimentazione, in modo da studiare i gradienti ambientali solo quando saranno stati acquisiti tutti i dati necessari a coprire un'ampia distribuzione. Questo metodo di valutazione degli effetti limitanti delle singole variabili è uno strumento estremamente importante per sviluppare strategie di intervento e riqualificazione solo alla luce dei risultati effettivamente ottenuti.

3.5 Valutazione dello stato ecologico

L'indice STAR_ICMi calcolato per le quattro stazioni campionate è stato messo in relazione con l'indice LIMeco, sulla base della tabella a doppia entrata 2.24 (cfr. paragrafo 2.6), il cui scopo è identificare lo stato ecologico del torrente, considerando sia la componente biologica sia quella chimica, in accordo con quanto indicato nel DM 260/2010.

Facendo riferimento ai risultati di LIMeco presentati nel paragrafo 3.2 e di STAR_ICMi presentati nel paragrafo 3.4, è possibile individuare lo stato ecologico di ogni sito in esame. I risultati sono riportati in tabella 3.10. Occorre precisare che lo stato ecologico è stato determinato sulla base di due soli campionamenti di macroinvertebrati.

Tab. 3.10 - Classificazione di qualità del torrente Boesio nei quattro siti campionati.

Sito	STAR_ICMi	LIMeco	Stato Ecologico
1	SUFFICIENTE	BUONO	SUFFICIENTE
2	SUFFICIENTE	SUFFICIENTE	SUFFICIENTE
3	SUFFICIENTE	ELEVATO	SUFFICIENTE
5	SCARSO	SUFFICIENTE	SCARSO

Lo stato ecologico complessivo del torrente rispecchia l'andamento del valore dell'indice STAR_ICMi, che è risultato limitante. I siti 1, 2, e 3 presentano uno stato ecologico sufficiente, nonostante l'indice LIMeco presenti valori variabili dal sufficiente all'elevato. Lo scadimento della componente biologica, a fronte di condizioni chimiche buone od elevate, può essere ascrivibile a fenomeni di piena (soprattutto nel sito 3 caratterizzato da un regime più torrentizio rispetto all'asta principale del Boesio), a episodi estemporanei di inquinamento dovuti alla presenza di scarichi e scolmatori di piena nell'asta di fondovalle o, ancora, alla scarsa valenza idromorfologica di alcuni siti (in particolare il sito 1).

Il sito 5, localizzato in chiusura di bacino, nei pressi della foce del Boesio, presenta uno stato ecologico complessivo scarso. In questo caso sia la componente biologica che quella chimica sono sempre risultate scadenti. La componente macroinvertebrata soffre sia per l'alterazione chimica, data dai notevoli carichi inquinanti transitanti per la sezione, sia per la mancanza di diversificazioni di habitat dovuta alla banalizzazione idromorfologica dell'alveo che nel tratto finale del torrente è accentuata.

3.6 Conclusioni

Il primo anno di sperimentazione ha confermato le indicazioni degli studi pregressi effettuati nell'ambito delle attività promosse dal CIP AIS. I carichi inquinanti trasportati dal torrente Boesio, insieme a quelli del fiume Bardello, adducono al Lago Maggiore notevoli quantità di azoto e fosforo. I dati acquisiti nel primo anno e le elaborazioni statistiche a supporto hanno evidenziato come il torrente Boesio sia caratterizzato da forte pressione antropica (sia in territorio urbano che agricolo), che causa sia una diminuzione della qualità chimico-fisica delle acque, sia la banalizzazione delle caratteristiche morfologiche dell'alveo con conseguente riduzione degli habitat disponibili. Tali fattori di stress producono effetti negativi, che compromettono lo stato di qualità complessivo del corpo idrico, mentre la loro concomitanza impedisce l'identificazione degli interventi prioritari da effettuarsi in vista di un possibile recupero.

L'ausilio di tecniche statistiche non convenzionali, come la regressione quantile (illustrata nel paragrafo 3.4), potrebbero potenzialmente individuare quali siano le variabili ambientali che più limitano la componente biologica del torrente, previa acquisizione di un numero sufficiente di dati nel corso del triennio di studio. A fronte di tali risultati, sarà possibile individuare strategie d'intervento prioritarie, volte alla riqualificazione fluviale per ripristinare condizioni ecologiche migliori di quelle attuali.

4. FIUME BARDELLO

4.1 Inquadramento territoriale e stazioni di campionamento

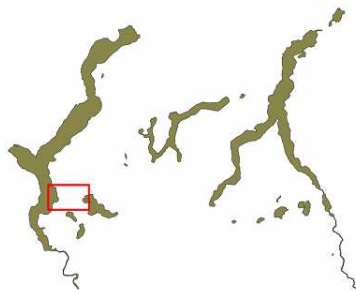
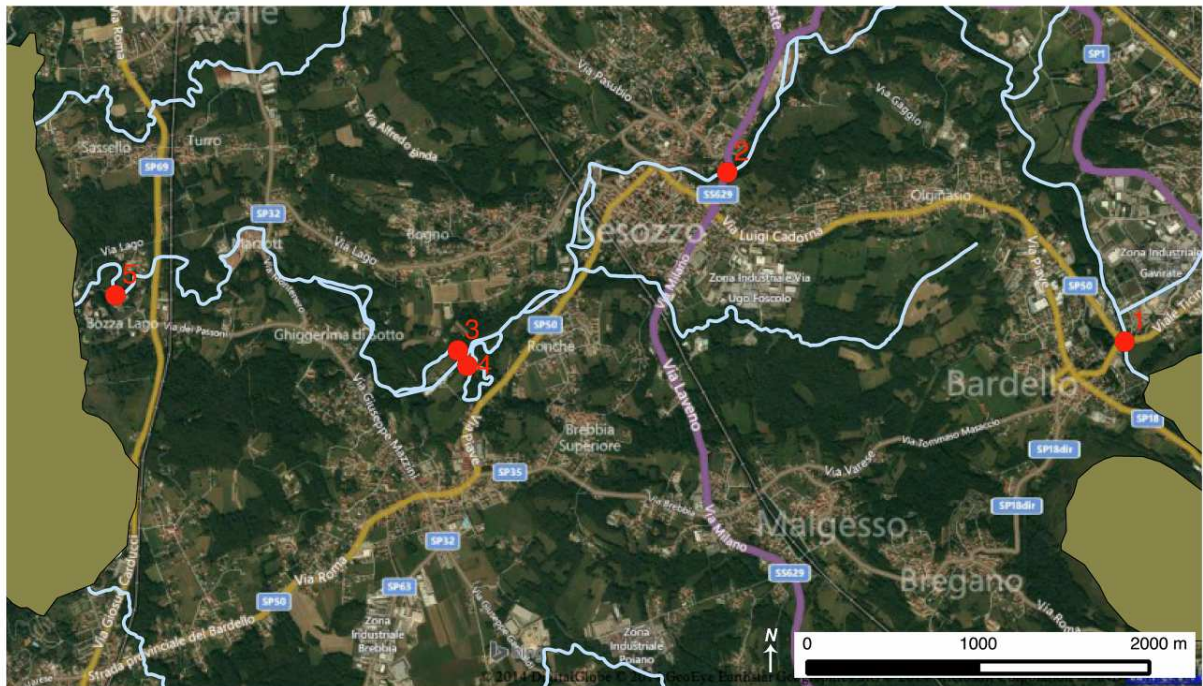
Il torrente Bardello ha origine come emissario del lago di Varese nel comune di Bardello, a 238 m s.l.m., e sfocia dopo 12,1 km nel lago Maggiore presso la località Bosco Grande, sul confine tra i comuni di Brebbia e Monvalle. Durante il suo percorso riceve scarichi di tipo civile ed industriale, veicolati per lo più attraverso gli scarichi di alcuni impianti di depurazione, e acque di dilavamento dei suoli agricoli. Alcuni tratti del torrente hanno subito interventi di sistemazione idraulica, tra cui canalizzazioni, realizzazione di briglie e rinforzo degli argini, e di derivazione idrica.

Il bacino idrografico del torrente Bardello ha un'estensione di 134,27 km² (CNR-ISE, 2007) ed è esteso verso la parte nord-occidentale del territorio della provincia di Varese.

Lungo il corso del torrente sono stati scelti 5 siti di campionamento (Figura 4.1) in modo tale da descrivere in modo rappresentativo il corpo idrico nella sua interezza.

La descrizione dei siti è la seguente:

- Sito 1: situato in Gavirate (VA), nei pressi dell'uscita dal Lago di Varese.
- Sito 2: collocato in Besozzo (VA). Nel sito 2 sono stati effettuati solo i campionamenti destinati alle analisi di tipo chimico-fisico, e non quelli riguardanti le comunità biologiche, per l'impossibilità di accedere all'alveo. Il sito è posizionato a valle dell'impianto di depurazione di Gavirate, al fine di valutare l'influenza che il depuratore stesso ha sul tratto a valle.
- Sito 3: situato in Brebbia (VA). A monte del sito è presente uno sbarramento che devia parte dell'acqua in un canale laterale per scopo idroelettrico. Il punto di campionamento è stato collocato all'interno del canale stesso al fine di valutare gli effetti della banalizzazione morfologica dell'alveo.
- Sito 4: anch'esso situato in Brebbia (VA), è posto a valle dello sbarramento sopra descritto, in tratto soggetto a deflusso minimo vitale (DMV).
- Sito 5: posizionato poche centinaia di metri a monte dal lago Maggiore, sempre nel comune di Brebbia (VA).



Coordinate dei punti di campionamento (WGS84/UTM32)

- 1: 476830, 5075953**
- 2: 474512, 5076946**
- 3: 472935, 5075917**
- 4: 472989, 5075829**
- 5: 470936, 5076248**

Fig. 4.1 - Localizzazione dei siti di campionamento sul torrente Bardello.

4.2 Qualità delle acque e analisi idromorfologica

Con i valori dei macrodescrittori raccolti nelle 5 stazioni di campionamento della qualità dell'acqua insieme agli altri parametri chimico-fisici (tabella 4.1) è stato possibile definire lo stato di qualità del Bardello mediante calcolo dell'indice LIMeco (elementi chimico-fisici a sostegno della determinazione dello stato ecologico complessivo), secondo la classificazione del D.M. 260/2010 riportata nelle tabelle 2.2 e 2.3 (cfr. paragrafo 2.2 – torrente Bolletta). I punteggi di LIMeco calcolati in ogni sito di campionamento e la rispettiva classificazione sono riportati nella tabella 4.2.

Tab. 4.1 - Parametri chimico-fisici e microbiologici medi del torrente Bardello – Anno 2013 (dev. st. in parentesi).

Sito	T (°C)	DO (mg/l)	DO %	Cond. (µS/cm)	pH	COD (mg/l)	NH4-N (mg/l)	NO3-N (mg/l)	TP (mg/l)	E. coli UFC/100ml
1	13.80 (8.77)	6.1 (1.1)	62.1 (23.4)	289 (30)	7.84 (0.01)	10 (2)	0.316 (0.369)	2.369 (0.091)	0.058 (0.039)	33 (46)
2	12.75 (7.99)	9.1 (1.9)	86.9 (1.3)	356 (7)	7.69 (0.48)	8 (1)	0.296 (0.237)	2.061 (1.316)	0.140 (0.148)	2462 (2727)
3	12.85 (7.85)	9.9 (2.2)	94.6 (3.3)	367 (4)	7.57 (0.71)	9 (3)	0.314 (0.215)	1.393 (1.746)	0.388 (0.499)	3870 (3210)
4	11.30 (8.49)	10.2 (5.0)	91.4 (27.4)	454 (29)	7.83 (0.50)	6 (1)	0.068 (0.014)	1.537 (1.245)	0.443 (0.513)	500 (283)
5	13.25 (7.57)	10.1 (2.2)	97.2 (3.7)	399 (27)	7.99 (0.36)	7 (3)	0.331 (0.249)	1.631 (1.724)	0.520 (0.629)	4233 (5280)

Tab. 4.2 - Punteggi LIMeco medi relativi ai cinque siti di campionamento del torrente Bardello per l'anno 2013.

sito	località	ott 13	dic 13	media	classe
1	Gavirate	0.500	0.188	0.344	3
2	Besozzo	0.313	0.406	0.359	3
3	Brebbia canale	0.313	0.750	0.531	2
4	Brebbia	0.156	0.500	0.328	4
5	Brebbia foce	0.313	0.625	0.469	3

L'andamento dei parametri chimico-fisici e microbiologici medi è piuttosto costante, come risulta anche dalla classificazione dell'indice LIMeco, che colloca la qualità delle acque del torrente Bardello

per lo più in classe “sufficiente”, con un miglioramento al livello di “buono” nel sito 3 e un peggioramento a “scarso” nel sito 4. Il peggioramento della qualità delle acque è connesso all’aumento delle concentrazioni medie dei nutrienti, soprattutto di fosforo totale, come evidenziato anche dalla tabella 4.3, che riporta i carichi in uscita dal lago di Varese (Sito 1) e in ingresso al lago Maggiore (Sito 5).

Tab. 4.3 - Carichi inquinanti in uscita dal lago di Varese (Sito 1, presso Gavirate) e in ingresso al lago Maggiore (Sito 5, presso Brebbia).

Sito	COD (kg/d)	NH4-N (kg/d)	NO3-N kg/d	TP kg/d
1	1165,2	53,4	308,7	8,7
5	1045,0	34,8	304,0	55,0

In quattro dei cinque siti scelti per lo studio del torrente Bardello sono stati raccolti campioni di macroinvertebrati con il metodo *multihabitat proporzionale* (vedi paragrafo 4.3). Ad ogni campione di macrobenthos raccolto sono stati abbinati i valori di alcune variabili fisiche: velocità della corrente, profondità dell’acqua, substrato dominante e matrice del substrato, analogamente a quanto fatto per i campionamenti effettuati sul torrente Boesio (cfr. capitolo 3). I dati raccolti per ogni sito di campionamento sono mostrati in tabella 4.4.

La figura 4.2 mostra la distribuzione delle classi di velocità, profondità, substrati dominanti e matrice del substrato nei 4 siti campionati, al fine di valutarne la diversificazione morfologica.

Il sito 1 presenta una buona diversificazione del substrato, con una preponderanza di matrice sabbiosa. Le profondità dell’acqua è abbastanza uniforme (al di sopra dei 50 cm), così come la velocità della corrente, che non supera mai 0,5 m/s.

Il sito 3 è posizionato in un canale realizzato in cemento, quindi con totale assenza di diversificazione di microhabitat. La profondità dell’acqua risulta costante e sempre superiore ai 60 cm. Le uniche differenze rilevate nella velocità della corrente sono dovute alle posizione più o meno centrale in cui è stata posizionata la sonda all’interno della sezione del canale.

Il sito 4 è caratterizzato da un substrato di granulometria medio-alta, con una matrice non uniforme composta da sabbia e ghiaia. Si rinvengono microhabitat di basse profondità, con alternanza di zone di raschio e pozze.

Il sito 5 presenta substrato soprattutto di granulometria intermedia, in una matrice prevalentemente sabbiosa. Le profondità sono intermedie, normalmente di poche decine di centimetri. Anche in questo sito è presente l'alternanza di zone di raschio e zone caratterizzate da velocità più lenta.

Tab. 4.4 - Valori delle variabile fisiche misurate durante il campionamento di macrobenthos. Per velocità della corrente e profondità sono mostrate media e deviazione standard oltre al minimo e al massimo.

	Sito 1	Sito 3	Sito 4	Sito 5
Velocità della corrente				
Media (m/s)	0.257 ± 0.119	0.262 ± 0.137	0.210 ± 0.212	0.347 ± 0.242
Minima (m/s)	0,032	0,021	0,001	0,033
Massima (m/s)	0,474	0,462	0,663	0,769
Profondità dell'acqua				
Media (m)	0.56 ± 0.18	0.92 ± 0.15	0.24 ± 0.10	0.40 ± 0.23
Minima (m)	0,08	0,61	0,08	0,06
Massima (m)	0,86	1,13	0,5	0,99
Frequenza % dei substrati dominanti				
SAB	37	0	0	13
GHI	11	0	5	0
MIC	26	0	25	40
MES	0	0	20	40
MAC	26	0	25	7
MGL	0	0	25	0
CEM	0	100	0	0
Frequenza % della matrice				
ASSENTE	17	100	0	7
SAB	72	0	42	86
GHI	11	0	47	7
MIC	0	0	11	0

Lo studio della distribuzione dei microhabitat fisici, caratterizzati dalle variabili velocità, profondità e tipologia di substrato, è uno strumento utile per comprendere la distribuzione delle comunità macroinvertebrate. La presenza simultanea di habitat caratterizzati da valori differenti delle variabili fisiche misurate permette che taxa con diverse specializzazioni e sensibilità possano convivere, favorendo così l'aumento di biodiversità.

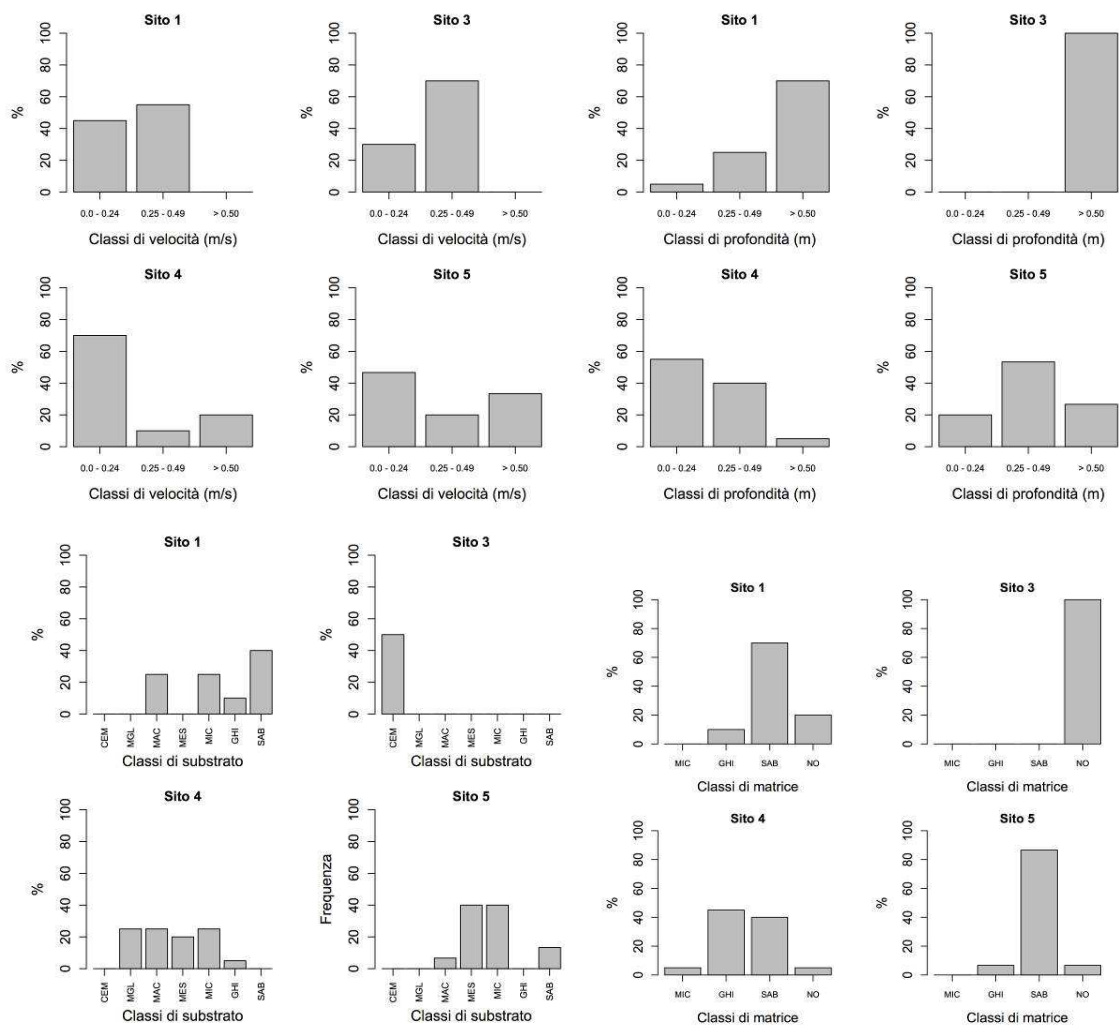


Fig. 4.2 - Rappresentazione grafica della distribuzioni delle classi di velocità, profondità, substrati dominanti e matrice del substrato nei 4 siti campionati nel torrente Bardello.

4.3 Macroinvertebrati

Le comunità macroinvertebrate sono state campionate secondo la metodologia *multihabitat proporzionale*, già descritta nei capitoli precedenti. I taxa rinvenuti e riconosciuti a livello di famiglia sono riportati in tabella 4.5.

In generale, nei quattro siti di campionamento, le famiglie appartenenti alla sottoclasse degli oligocheti, alla classe dei bivalvi e all'ordine dei ditteri sono quelle più diffuse e abbondanti. Altri taxa con un abbondante numero di individui sono le famiglie appartenenti agli ordini dei Coleotteri e dei Tricotteri (soprattutto Hydropsychidae), e i generi *Dugesia* e *Baetis*. In nessun sito di campionamento sono state rinvenute famiglie dell'ordine dei plecoteri, a cui appartengono alcuni tra i generi più sensibili alla qualità del corpo idrico.

La comunità macroinvertebrata rinvenuta nel sito 1 risulta costituita prevalentemente da pochi taxa tolleranti, oltre a una significativa presenza di *Dreissena polymorpha*, i cui gusci tappezzano l'alveo del torrente. Il sito 1 è l'unico in cui è stata registrata la sua presenza; ciò è sicuramente legato alla vicinanza del sito al lago di Varese, dove tale bivalve alloctono risulta abbondante.

Nonostante la scarsa diversificazione morfologica che caratterizza il sito 3, la sua comunità è caratterizzata dalla presenza di efemerotteri della famiglia Baetidae, oltre a tre famiglie di tricotteri. Da evidenziare l'avvistamento, in fase di attività sul campo, di esemplari di malacostraci adulti, presumibilmente appartenenti ai generi *Procambarus clarkii* e *Orconectes limosus*, specie aliene di cui sono stati trovati individui di piccole dimensioni nei campioni provenienti sia dal sito 1 che dal sito 3. Il sito 3, inoltre, è l'unico dei siti considerati in cui non sia stata registrata la presenza di *Corbicula fluminea*, bivalve alieno e invasivo, che invece è risultato presente in tutti gli altri siti di campionamento del torrente Bardello.

Il sito 4 risulta essere quello con la comunità più diversificata tra i quattro siti considerati. Si registra infatti la presenza di due famiglie di efemerotteri, tre famiglie di tricotteri e tre famiglie di coleotteri. Tale diversificazione della comunità rispecchia certamente la diversificazione dei microhabitat, sia in termini di granulometria del substrato, sia di classi di velocità della corrente. Le zone di raschio, infatti, consentono una migliore riossigenazione delle acque, permettendo così anche la presenza di taxa più esigenti.

La popolazione del sito 5 è risultata essere abbastanza semplificata; gli unici efemerotteri e tricotteri risultano appartenere rispettivamente alle famiglie Baetidae e Hydropsychidae, tra le più ubiquitarie e tolleranti dei due ordini.

Tab.4.5 - Tabella riassuntiva dei taxa rinvenuti nei siti di campionamento del torrente Bardello con relative medie (\pm deviazione standard), minimo e massimo.

Ordine o Classe	Famiglia	SITO 1			SITO 3			SITO 4			SITO 5		
		Media	Min	Max	Media	Min	Max	Media	Min	Max	Media	Min	Max
Efemerotteri	Baetidae	0 \pm 0	0	2	27 \pm 39	0	108	17 \pm 37	0	156	13 \pm 24	0	92
	Caenidae	0 \pm 0	0	1	0 \pm 1	0	3	3 \pm 3	0	12	1 \pm 1	0	3
	Leptophlebiidae	0 \pm 0	0	0	0 \pm 0	0	0	0 \pm 0	0	1	0 \pm 0	0	0
Tricotteri	Hydropsychidae	3 \pm 6	0	20	1 \pm 2	0	5	33 \pm 101	0	456	14 \pm 23	0	79
	Polycentropodidae	0 \pm 0	0	0	0 \pm 0	0	0	0 \pm 0	0	0	0 \pm 0	0	1
	Hydroptilidae	0 \pm 0	0	0	4 \pm 5	0	15	0 \pm 0	0	2	0 \pm 0	0	1
	Leptoceridae	2 \pm 3	0	11	4 \pm 7	0	22	2 \pm 4	0	17	1 \pm 3	0	8
	Limnephilidae	0 \pm 0	0	0	0 \pm 0	0	1	0 \pm 0	0	2	0 \pm 0	0	0
	Philopotamidae	0 \pm 0	0	1	0 \pm 0	0	0	0 \pm 0	0	0	0 \pm 0	0	0
	Rhyacophilidae	0 \pm 0	0	0	0 \pm 0	0	0	1 \pm 3	0	12	0 \pm 0	0	0
Coleotteri	Dryopide	0 \pm 0	0	0	0 \pm 0	0	0	1 \pm 3	0	12	0 \pm 1	0	3
	Elmidae	0 \pm 0	0	0	1 \pm 1	0	2	22 \pm 57	0	252	16 \pm 24	0	74
	Helodidae	0 \pm 0	0	0	0 \pm 0	0	0	0 \pm 0	0	0	0 \pm 1	0	2
	Hydraenidae	0 \pm 0	0	0	0 \pm 0	0	0	1 \pm 3	0	12	0 \pm 0	0	0
Ditteri	Arthericidae	0 \pm 0	0	0	0 \pm 0	0	0	0 \pm 1	0	4	0 \pm 0	0	1
	Chironomidae	18 \pm 19	0	60	72 \pm 66	0	174	31 \pm 65	0	300	33 \pm 45	0	145
	Limoniidae	0 \pm 0	0	0	0 \pm 0	0	0	1 \pm 3	0	12	0 \pm 0	0	1
	Muscidae	0 \pm 0	0	1	0 \pm 0	0	0	0 \pm 0	0	1	0 \pm 1	0	3
	Ceratopogonidae	0 \pm 0	0	2	1 \pm 2	0	7	0 \pm 0	0	1	0 \pm 1	0	2
	Empididae	0 \pm 0	0	0	0 \pm 0	0	0	0 \pm 0	0	0	1 \pm 4	0	16
	Psychodidae	0 \pm 0	0	0	0 \pm 0	0	1	0 \pm 0	0	1	0 \pm 0	0	0
	Simuliidae	9 \pm 18	0	72	4 \pm 7	0	21	16 \pm 25	0	72	42 \pm 108	0	383
	Sciomyzidae	0 \pm 0	0	0	0 \pm 0	0	0	0 \pm 0	0	0	0 \pm 0	0	1
	Tipulidae	0 \pm 0	0	2	1 \pm 1	0	3	0 \pm 0	0	2	0 \pm 0	0	1
	Tabanidae	0 \pm 0	0	0	0 \pm 0	0	0	0 \pm 0	0	1	0 \pm 0	0	0
Odonati	Lestidae	0 \pm 0	0	0	0 \pm 1	0	3	1 \pm 2	0	8	0 \pm 0	0	0
	Calopterygidae	0 \pm 0	0	1	0 \pm 0	0	1	1 \pm 1	0	3	2 \pm 3	0	10
	Coenagrionidae	1 \pm 2	0	6	0 \pm 0	0	0	1 \pm 3	0	12	0 \pm 1	0	2
	Libellulidae	0 \pm 1	0	2	0 \pm 0	0	1	0 \pm 0	0	2	0 \pm 0	0	0
	Gomphidae	0 \pm 0	0	1	0 \pm 0	0	0	0 \pm 1	0	2	0 \pm 1	0	2
	Platycnemididae	0 \pm 1	0	2	0 \pm 0	0	0	1 \pm 1	0	3	0 \pm 1	0	2
Eterotteri	Gerridae	0 \pm 0	0	0	1 \pm 1	0	4	0 \pm 0	0	0	0 \pm 0	0	0
Lepidotteri	Crambidae	1 \pm 2	0	7	0 \pm 0	0	0	0 \pm 0	0	0	0 \pm 0	0	1
Bivalvi	Sphaeriidae	2 \pm 3	0	11	1 \pm 3	0	9	1 \pm 2	0	11	2 \pm 3	0	8
	Corbiculidae	3 \pm 7	0	30	0 \pm 0	0	0	2 \pm 3	0	11	12 \pm 21	0	78
	Unionidae	0 \pm 0	0	2	0 \pm 0	0	0	0 \pm 0	0	0	0 \pm 0	0	1
	Dreissenidae	45 \pm 75	0	257	0 \pm 0	0	0	0 \pm 0	0	0	0 \pm 0	0	0

Gasteropodi	Bithyniidae	7 ± 14	0	53	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	1	0 ± 0	0	0
	Lymnaeidae	1 ± 3	0	12	1 ± 2	0	5	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0
	Physidae	5 ± 10	0	36	8 ± 13	0	40	1 ± 1	0	3	0 ± 0	0	0
	Valvatidae	0 ± 0	0	2	0 ± 0	0	1	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0
	Hydrobiidae	0 ± 1	0	4	0 ± 0	0	0	0 ± 1	0	4	0 ± 0	0	0
	Neritidae	0 ± 1	0	4	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0
	Planorbidae	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	1	0 ± 0	0	0
Irudinei	Erpobdellidae	0 ± 0	0	1	0 ± 0	0	0	1 ± 1	0	4	5 ± 13	0	52
	Piscicolidae	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	1
	Glossiphoniidae	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	1	0 ± 0	0	0
Ologocheti	Haplotaxidae	0 ± 1	0	5	0 ± 0	0	1	2 ± 5	0	16	0 ± 0	0	0
	Mermithidae	0 ± 0	0	0	1 ± 2	0	6	0 ± 0	0	1	0 ± 0	0	1
	Enchytraeidae	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	2	2 ± 8	0	32
	Lumbricidae	4 ± 8	0	33	0 ± 0	0	0	14 ± 43	0	192	0 ± 1	0	3
	Lumbriculidae	2 ± 4	0	15	0 ± 0	0	0	2 ± 6	0	28	35 ± 69	0	264
	Naididae	0 ± 0	0	1	10 ± 10	0	30	1 ± 1	0	4	3 ± 7	0	25
	Tubificidae	2 ± 5	0	18	2 ± 8	0	24	7 ± 14	0	56	78 ± 173	0	688
Turbellari	Dugesidae	34 ± 59	0	193	11 ± 26	0	80	3 ± 8	0	36	0 ± 1	0	2
Malacostraci	Cambaridae	0 ± 0	0	1	0 ± 1	0	3	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0
	Gammaridae	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	0	0 ± 0	0	1	0 ± 0	0	0
	Asellidae	5 ± 11	0	47	0 ± 1	0	2	1 ± 1	0	3	2 ± 4	0	17

I dati relativi alle comunità macroinvertebrate sono stati studiati nel dettaglio applicando i test ANOVA (analisi della varianza), al fine di valutare la significatività statistica dell'influenza delle variabili fisiche sulla distribuzione dei macroinvertebrati. Le interazioni risultate significative e quelle appena sopra la soglia di significatività ($\alpha=0.05$), sono riportate nella tabella 4.6.

Come si può osservare dai dati in tabella, diverse famiglie di macroinvertebrati risultano essere significativamente influenzate soprattutto dalla velocità della corrente.

Per una miglior comprensione delle relazioni esistenti fra le metriche biologiche e le variabili fisiche, individuate con i modelli ANOVA, sono stati utilizzati degli strumenti grafici: i boxplot (figure 4.3, 4.4 e 4.5). Tale rappresentazione permette una visualizzazione immediata delle differenze presenti fra i diversi gruppi indagati nelle diverse classi delle variabili categoriche considerate (velocità della corrente, profondità dell'acqua, tipo di substrato).

Tab. 4.6 - Risultati significativi del test dell'ANOVA.

		DF	Sum of squares	Mean of squares	F value	P value
Densità	Velocità	2	755723,360	377861,680	4,234	0,023
n = 35	Error	32	2855579,783	89236,868		
	Total	34	3611303,143			
Family Richness	Matrice	3	93,158	31,053	2,392	0,087
		31	402,385	12,980		
		34	495,543			
Baetis	Velocità	2	6961,321	3480,660	4,036	0,027
		32	27595,422	862,357		
		34	34556,743			
Hydropsychidae	Velocità	2	36044,321	18022,160	3,389	0,046
		32	170176,422	5318,013		
		34	206220,743			
Leptoceridae	Substrato_bio	5	83,680	16,736	2,248	0,076
		29	215,863	7,444		
		34	299,543			
Elmidae	Velocità	2	9877,421	4938,710	4,606	0,017
		32	34313,722	1072,304		
		34	44191,143			
Elmidae	Profondità	2	6740,458	3370,229	2,880	0,071
		32	37450,685	1170,334		
		34	44191,143			
Asellidae	Sito	3	552,871	184,290	2,537	0,075
		31	2252,100	72,648		
		34	2804,971			
Corbiculidae	Sito	3	1646,171	548,724	2,882	0,052
		31	5902,000	190,387		
		34	7548,171			
Corbiculidae	Velocità	2	2286,649	1143,325	6,954	0,003
		32	5261,522	164,423		
		34	7548,171			
Corbiculidae	Profondità	2	1061,752	530,876	2,619	0,088
		32	6486,420	202,701		
		34	7548,171			

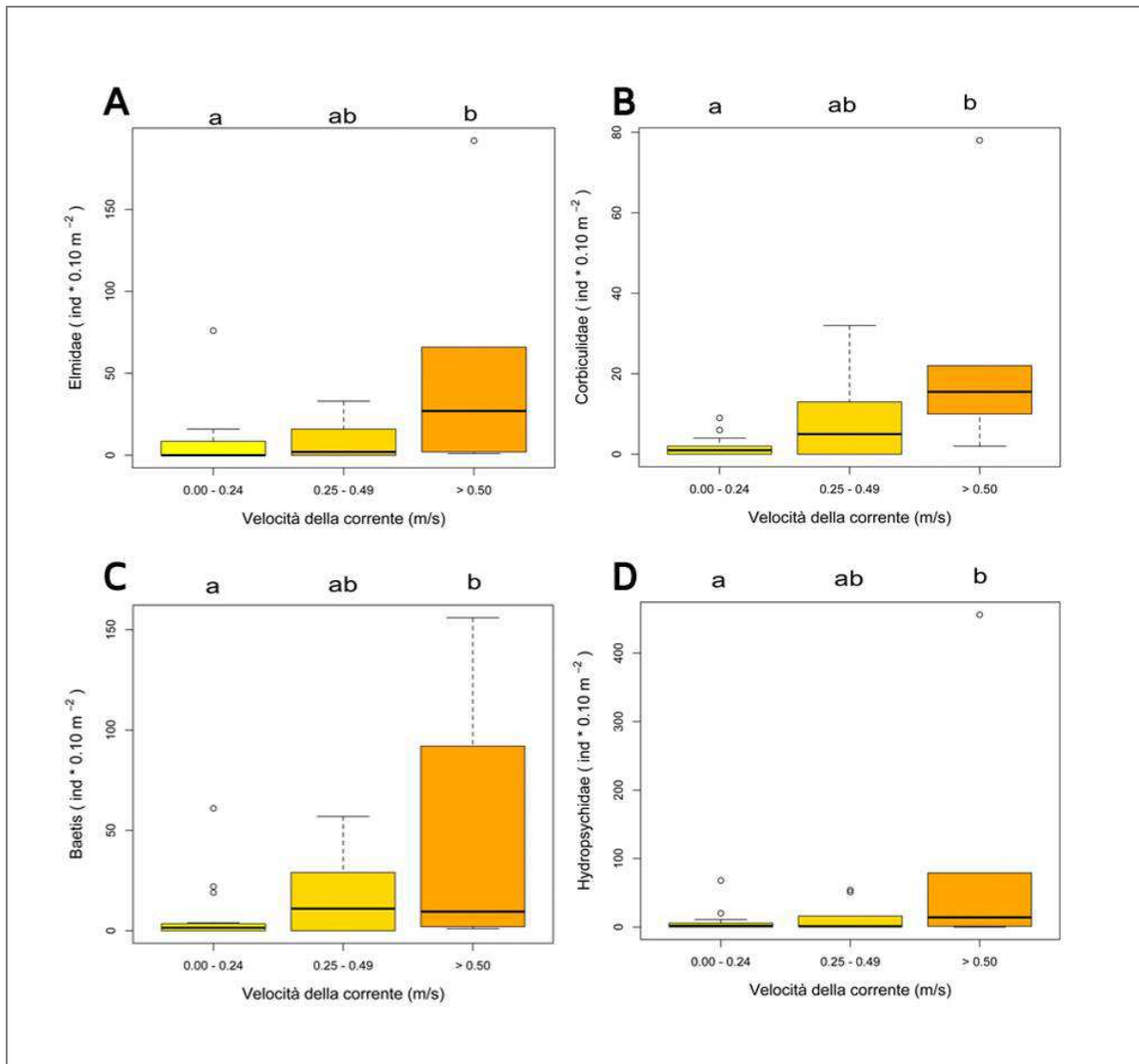


Fig. 4.3 - Boxplot che rappresentano la densità, in diverse classi di velocità della corrente, (a) della famiglia Elmidae; (b) della famiglia Corbiculidae; (c) del genere *Baetis*; (d) della famiglia Hydropsychidae. In ogni boxplot sono rappresentate mediana (linea nera orizzontale), l'intervallo interquartile (lati orizzontali della scatola), intervallo di confidenza (baffi) e outliers (cerchi). In alto (lettere) sono riportati i risultati dei test di Tukey.

La variabile fisica che sembra mostrare una relazione significativa con la maggior parte delle metriche biologiche testate è la velocità della corrente. Per mostrare tale relazione, è stata rappresentata la dispersione delle famiglie Corbiculidae, Elmidae, Hydropsychidae e del genere *Baetis*, scelti a titolo di esempio. I grafici presenti in figura 4.3 esprimono la densità dei taxa elencati, che risulta maggiore nelle classi di velocità medio-alte.

Anche la densità totale di individui, correlata alle diverse classi di velocità, è risultata significativa secondo il modello ANOVA (figura 4.4).

Nonostante l'analisi della varianza tra il tipo di matrice campionata e la *family richness* non sia significativa, possiamo notare dalla figura 4.4 che i livelli maggiori di biodiversità, in termini di ricchezza in famiglie, si presentano in substrati con matrice sabbiosa, mentre substrati con matrice più grossolana o addirittura assente sono quelli in cui è presente una scarsa diversità.

I boxplot in Figura 4.4 evidenziano che la distribuzione delle famiglie Elmidae e Corbiculidae ha una relazione, che non è risultata pienamente significativa al test dell'ANOVA, con la profondità. I corbiculidi sono infatti più distribuiti alle medie profondità, mentre gli elmidi alle medie e basse.

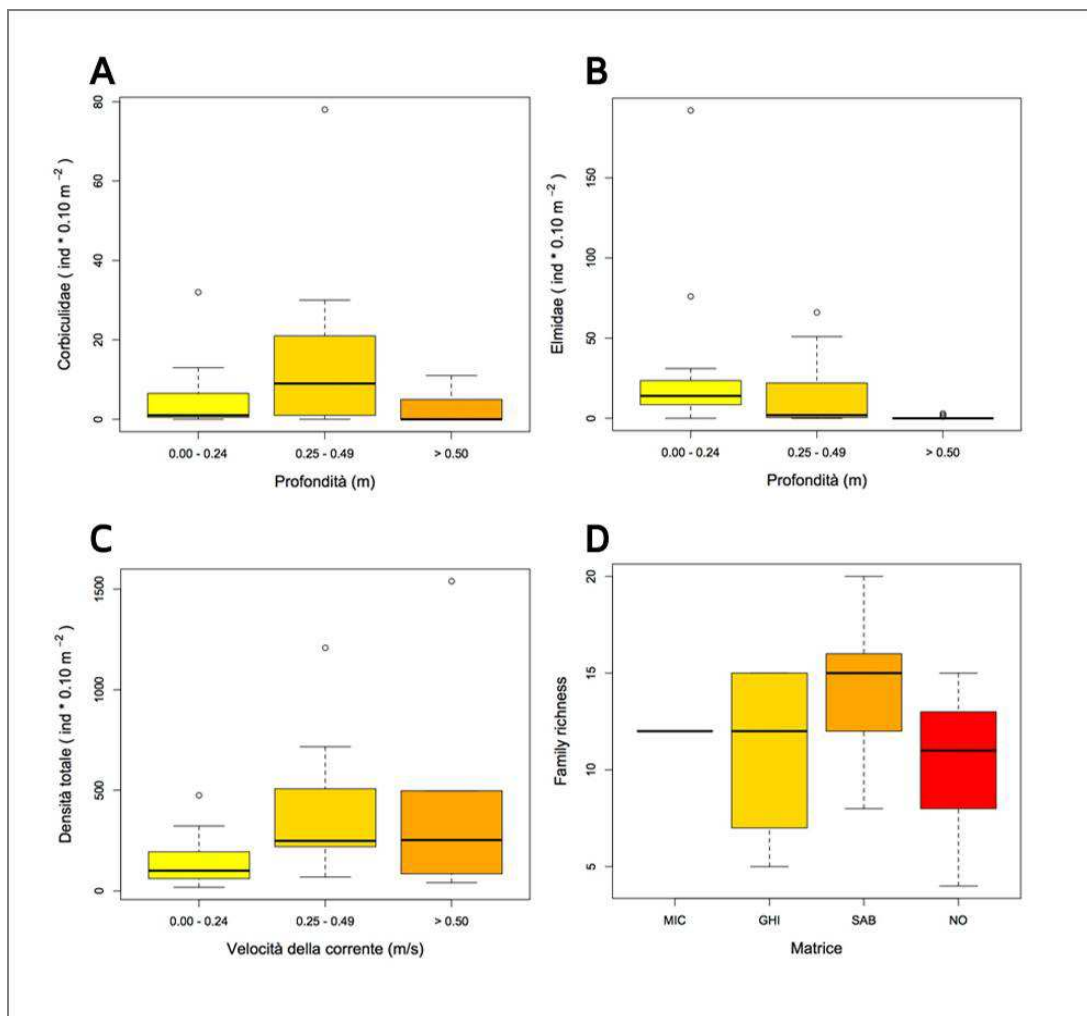


Fig. 4.4 - Boxplot che rappresentano, in diverse classi di profondità, (a) la densità della famiglia Corbiculidae; (b) la densità della famiglia Elmidae; in diverse classi di velocità (c) la densità degli individui totali; in diverse tipologie di matrice del substrato (d) la family richness. In ogni boxplot sono rappresentate mediana (linea nera orizzontale), l'intervallo interquartile (lati orizzontali della scatola), intervallo di confidenza (baffi) e outliers (cerchi).

In figura 4.5 sono riportati i boxplot relativi alle relazioni fra le distribuzioni di Corbiculidae e Asellidae nei quattro siti campionati. La famiglia dei corbiculidi è maggiormente distribuita nei siti 5 e 1, che sono i siti che risentono maggiormente della vicinanza alle acque dei due laghi, mentre gli asellidi nel sito 1. Si può osservare come la velocità influenzi più famiglie e anche la densità totale della popolazione di macroinvertebrati. Anche il substrato biologico (detrito organico derivante da rami e foglie, gusci di bivalvi, alghe filamentose, macrofite, vegetazione riparia sommersa) influenza la distribuzione dei vari taxa di macroinvertebrati. A titolo di esempio, la Figura 4.5 (c) riporta la distribuzione in base al substrato biologico dei tricoteri appartenenti alla famiglia Leptoceridae.

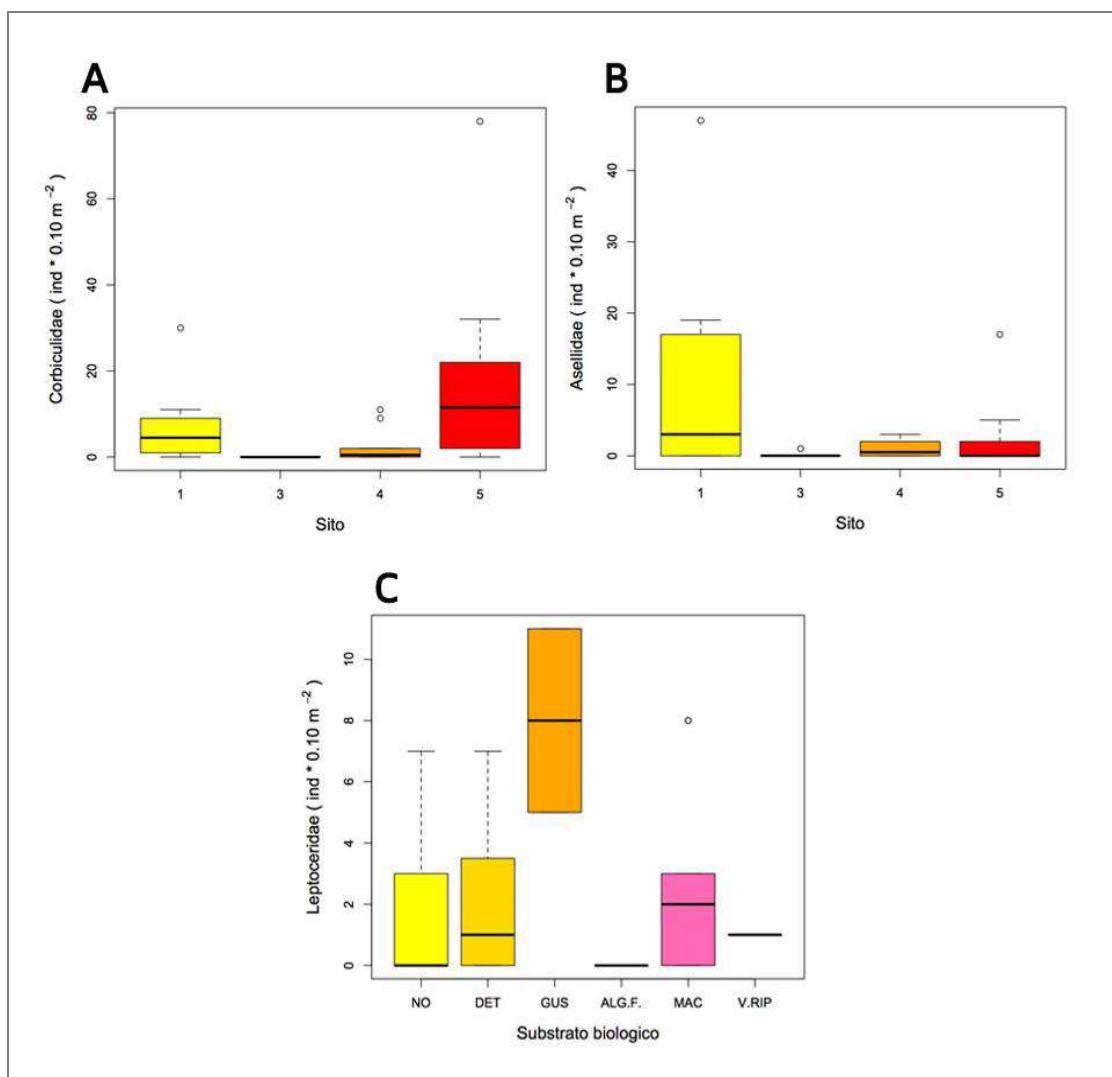


Fig. 4.5 - Boxplot che rappresentano, nei diversi siti, (a) la densità della famiglia Corbiculidae; (b) la densità della famiglia Elmidae; nelle diverse classi di substrato biologico, (c) la densità della famiglia Leptoceridae. In ogni boxplot sono rappresentate mediana (linea nera orizzontale), l'intervallo interquartile (lati orizzontali della scatola), intervallo di confidenza (baffi) e outliers (cerchi).

I dati ottenuti dal riconoscimento a livello di famiglia dei macroinvertebrati campionati, con apposito protocollo differenziato, sono stati utilizzati per il calcolo dell'indice STAR_ICMi. I valori di riferimento per la normalizzazione sono quelli relativi all'ecotipo 06SS1 (Tab. 4.7).

Tab. 4.7 - Valori di riferimenti per le stazioni di campionamento utilizzati per la normalizzazione dei valori nell'ambito del calcolo dell'indice STAR_ICMi.

	06SS1 generico
ASPT	6,290
LOG(Sel_EPTD+1)	2,327
1-GOLD	0,874
TAXA RICHNESS (fam)	26,75
TAXA RICHNESS (EPT_fam)	12,25
SHANNON INDEX	2,202
STAR_ICMi	1,012

Il valore dell'indice STAR_ICMi medio calcolato per il torrente Bardello nel periodo di riferimento, il valore delle sei metriche che lo compongono e il corrispondente stato dell'elemento di qualità biologica di ciascun sito sono riportati nelle tabelle 4.8 e 4.9.

Tab. 4.8 - Valori delle metriche dell'indice STAR_ICMi calcolati per il fiume Bardello nei 4 siti di campionamento (anno 2013).

Sito	ASPT	Family richness	EPT richness	1-GOLD	Indice di Shannon	Log SelEPTD+1
1	3,67	11,0	1,5	0,401	1,555	0,000
3	4,37	11,0	3,5	0,316	1,467	0,000
4	5,09	15,5	4,5	0,458	2,114	0,000
5	4,14	11,5	2,5	0,229	1,746	0,151

Tab. 4.9 – Stato dell'elemento di qualità biologica delle comunità macroinvertebrate del fiume Bardello, nei diversi siti esaminati.

Sito	STAR_ICMi	Stato EQB	Classe
1	0,294	SCARSO	4
3	0,352	SCARSO	4
4	0,477	SCARSO	4
5	0,352	SCARSO	4

Tutti i siti campionati risultano in classe 4, corrispondente a uno stato EQB "scarso". Tale risultato è indice di una comunità macroinvertebrata poco strutturata e composta da pochi taxa prevalenti, come messo in evidenza in precedenza commentando i dati relativi alle abbondanze medie di ciascun gruppo tassonomico. Il sito 4, per quanto appartenente alla classe 4, risulta essere quello con il maggiore punteggio dell'indice STAR_ICMi. Anche le metriche ASPT, numero totale di famiglie, 1-GOLD e indice di Shannon del sito 4 hanno un valore maggiore rispetto a quelle calcolate per gli altri siti. Questi risultati mettono in evidenza come la diversificazione dei microhabitat permetta una maggiore complessità nella comunità biologica, nonostante la qualità delle acque in questo punto di campionamento sia risultata la peggiore tra tutti i siti considerati (si veda il paragrafo 4.2).

Le specie invasive

I dati relativi ai campionamenti hanno evidenziato la presenza di quattro delle specie aliene più comuni sul territorio della Lombardia: i bivalvi *Dreissena polymorpha* e *Corbicula fluminea*, e i crostacei *Procambarus clarkii* e *Orconectes limosus*.

Dreissena polymorpha, o cozza zebrata, è una specie eurialina, altamente invasiva, che colonizza rapidamente e causa gravi alterazioni agli ecosistemi. E' un bivalve incrostante, che tende a creare grandi colonie. Le prime segnalazioni della sua presenza in Italia si hanno nel 1969 nel Lago di Garda. Ha un'elevata capacità di filtrazione: un solo individuo può filtrare 1-2 litri di acqua al giorno; grandi colonie possono quindi ridurre la biomassa e la composizione della popolazione fitoplanctonica, con conseguenze sulla trofia dell'intero ecosistema (Pace, Findlay & Fischer 1998; Smith *et al.* 1998; Birnbaum 2006).

Corbicula fluminea, conosciuta anche con il nome di vongola asiatica, è un bivalve originario del sud est asiatico la cui presenza è stata segnalata per la prima volta in Italia nel fiume Po nel 1998. Richiede acque ben ossigenate e preferisce substrati sabbiosi. È una specie altamente competitiva in grado di modificare profondamente le aree in cui si stabilisce; le conseguenze del suo insediamento consistono in alterazioni ecosistemiche dovute alla elevata capacità di filtrazione, a modificazioni del substrato e alla competizione con le specie native (Elliot & Zu Ermgassen, 2008). La presenza massiccia di questo bivalve causa l'intasamento di tubature di scarico sommerse, dove si formano colonie di notevoli dimensioni e grossi accumuli di gusci. La quantità di esemplari rinvenuti nei siti 1, 4 e 5 lascia supporre che la specie abbia già colonizzato stabilmente tutto il corso del Bardello.

Procambarus clarkii, un crostaceo originario degli Stati Uniti centro meridionali, è stato individuato nella provincia di Milano prima del 2000, più precisamente nelle zone di Pavia, Lodi e Cremona. Esso influisce sulle dinamiche delle popolazioni autoctone, instaurando meccanismi di predazione e competizione. Ha un'elevata capacità di adattamento a diversi microhabitat, spesso anche notevolmente inquinati, caratteristica che lo rende capace di colonizzare anche ambienti sfavorevoli. E' una specie onnivora e molto vorace, che si nutre di uova di pesci, anfibi, macroinvertebrati e vegetazione acquatica. Per questi motivi è una seria minaccia per la biodiversità dell'ecosistema in cui si trova.

Orconectes limosus, è un crostaceo introdotto in Europa a partire dal 1980 per scopo alimentare. Nativo degli Stati Uniti Nord-Orientali, è arrivato in Italia casualmente; l'espansione di questa specie potrebbe danneggiare le specie autoctone a causa della sua notevole aggressività. Risulta essere una

specie invasiva a causa della sua capacità di resistere a stress ambientali. Il metodo di campionamento previsto per i crostacei come *Procambarus clarkii* e *Orconectes limosus* è diverso rispetto a quello normalmente usato per i macroinvertebrati acquatici: la cattura di tali specie all'interno dei campioni è avvenuta casualmente e sporadicamente. Tale casualità è dovuta alla presenza di elevate densità di entrambi i crostacei, i quali sono stati avvistati in gran numero durante l'attività di campo nei siti in cui sono stati campionati.

L'introduzione di specie alloctone può essere dovuta a diverse cause, quali l'introduzione volontaria a scopo economico, l'introduzione involontaria e lo sconfinamento da territori vicini già invasi. Per arginare il problema, la regione Lombardia ha inserito il tema dell'invasione delle specie aliene nella L.R. 10/2008 "Disposizioni per la tutela e la conservazione della piccola fauna, della flora e della vegetazione spontanea" che contiene un elenco delle specie oggetto di monitoraggio, contenimento o eradicazione. La gestione di tali specie risulta di fondamentale importanza per evitare la perdita di biodiversità e l'alterazione degli habitat.

4.4 Ittiofauna

Negli stessi siti utilizzati per il campionamento della fauna macroinvertebrata sono state effettuate anche indagini sull'ittiofauna tramite la tecnica dell'elettropesca, secondo il protocollo già illustrato per il torrente Bolletta (cfr. paragrafo 2.5). I dati raccolti sono stati utilizzati per la costruzione di curve di crescita, di cui si riportano alcuni esempi (figure 4.6, 4.7, 4.8).

La checklist delle specie rinvenute per ogni sito, insieme alle stime di densità, espressa come numero di individui per metro quadro e numero di individui per ettaro, sono riportate in Tabella 4.10. In tale tabella non compaiono dati riguardanti il sito 3 (situato nel canale presso Brebbia) poiché in tale sito non è stato rinvenuto alcun individuo.

Tab. 4.10 - Checklist e densità (espressa come individui/m² e individui/ettaro) dell'ittiofauna campionata nel torrente Bardello nel 2013.

	Specie	Nome comune	Sezione (m ²)	individui	individui/m ²	individui/ha
Sito 1	<i>Anguilla Anguilla</i>	Anguilla	720	5	0,007	69,4
	<i>Barbatula barbatula</i>	Cobite barbatello		1	0,001	13,9
	<i>Cobis taenia</i>	Cobite		1	0,001	13,9
	<i>Ictalurs melas</i>	Pesce gatto		28	0,039	389,4
	<i>Lepomis gibbosus</i>	Persico sole		8	0,011	111,1
	<i>Leuciscus cephalus</i>	Cavedano		1	0,001	13,9
	<i>Micropterus salmoides</i>	Persico trota		4	0,006	55,6
	<i>Perca fluviatilis</i>	Pesce persico		87	0,120	1201,9
	<i>Scardinius erythrophthalm</i>	Scardola		40	0,056	555,9
	Totale			175		
Sito 4	<i>Barbus plebejus</i>	Barbo	94,5	4	0,042	423,3
	<i>Gobio Gobio</i>	Gobione		200	2,116	21164,0
	<i>Lepomis gibbosus</i>	Persico sole		1	0,011	105,8
	<i>Leuciscus cephalus</i>	Cavedano		115	1,219	12190,5
	<i>Padogobius bonelli</i>	Ghiozzo		21	0,218	2176,9
	<i>Perca fluviatilis</i>	Pesce persico		4	0,042	423,3
	Totale			345		
Sito 5	<i>Cyprinus carpio</i>	Carpa	224	1	0,004	44,6
	<i>Perca fluviatilis</i>	Pesce persico		1	0,004	44,6
	<i>Scardinius erythrophthalm</i>	Scardola		78	0,346	3460,8
	<i>Silurus glanis</i>	Siluro		2	0,009	89,3
	Totale					

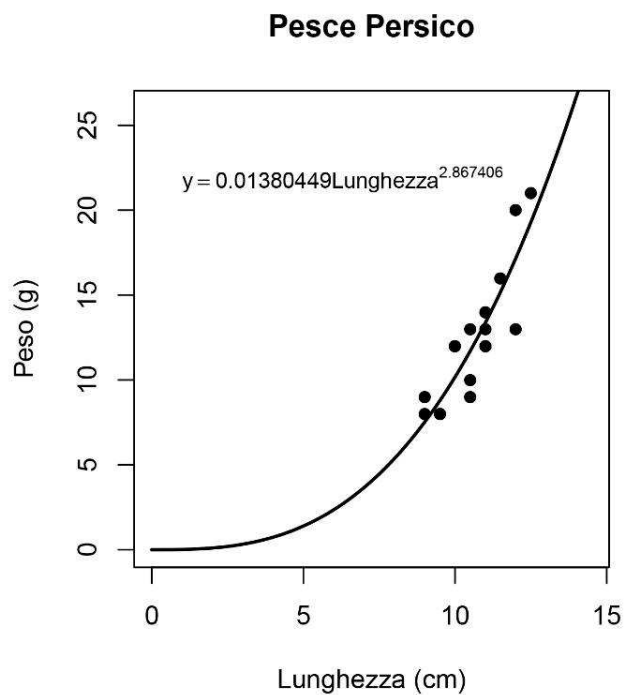


Fig. 4.6 - Curva di crescita del Pesce persico (Sito 1, torrente Bardello).

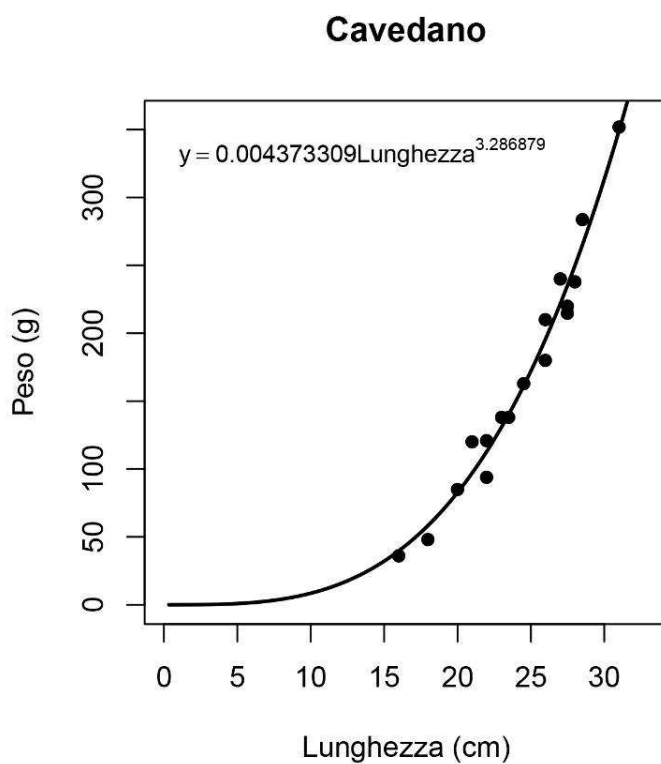


Fig. 4.7 - Curva di crescita del Cavedano (Sito 4, torrente Bardello).

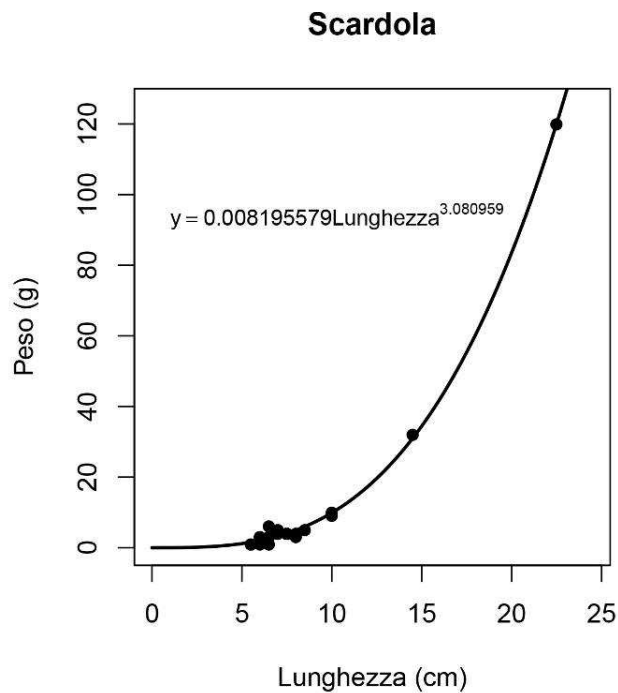


Fig. 4.8 - Curva di crescita della Scardola (Sito 5, torrente Bardello).

Le specie invasive

Dalla Tabella 4.10 è possibile notare la presenza di più di una specie esotica, come il persico sole, il persico trota, la carpa e il barbo, queste ultime ormai considerate parte delle popolazioni autoctone. Tra le specie esotiche emerge anche la presenza del pesce siluro (*Silurus glanis*), che durante i campionamenti è stato rinvenuto nel sito 5, dove ne sono stati catturati due esemplari di medie dimensioni (75 cm e 110 cm di lunghezza). La presenza del siluro è ormai accertata nelle acque dei laghi e dei fiumi lombardi. Il siluro è un pesce d'acqua dolce originario dell'Europa orientale, appartenente alla famiglia dei Siluridae, che in Italia si è molto diffuso inizialmente nei bacini del Po e dell'Adige, più recentemente anche nei bacini dell'Arno e del Tevere. E' una specie bentonica, che non disdegna anche acque di bassa profondità. Il pesce siluro è tra i maggiori predatori delle acque interne e si nutre di pesci vivi e morti, anfibi, invertebrati e quant'altro possa trovare sul fondo. Nello specifico, durante la fase giovanile la sua alimentazione è composta da invertebrati di fondale, mentre nella fase adulta si alimenta di pesci quali anguille e ciprinidi. A causa delle sue elevate dimensioni è alla sommità della catena alimentare. La sua presenza provoca un impoverimento dell'ecosistema, in termini di biomassa e di biodiversità.

4.5 Valutazione dello stato ecologico

L'indice STAR_ICMi calcolato per le quattro stazioni campionate è stato messo in relazione con l'indice LIMeco, tramite una tabella a doppia entrata (cfr. tabella 2.24, paragrafo 2.6), il cui scopo è identificare lo stato ecologico del torrente, considerando sia la componente biologica, sia quella chimica, in accordo con quanto indicato nel D.M. 260/2010.

Facendo riferimento ai risultati di LIMeco presentati nel paragrafo 4.2 e di STAR_ICMi presentati nel paragrafo 4.3, è possibile individuare lo stato ecologico di ogni sito in esame. I risultati sono riportati in tabella 4.11. Occorre precisare che lo stato ecologico è stato determinato sulla base di due soli campionamenti di macroinvertebrati.

Tab. 4.11 - Classificazione dello stato ecologico del torrente Bardello nei quattro siti campionati per l'anno 2013.

Sito	STAR_ICMi	LIMeco	Stato Ecologico
1	SCARSO	SUFFICIENTE	SCARSO
3	SCARSO	BUONO	SCARSO
4	SCARSO	SCARSO	SCARSO
5	SCARSO	SUFFICIENTE	SCARSO

Lo stato ecologico complessivo del torrente rispecchia l'andamento del valore dell'indice STAR_ICMi. Tutti i siti presentano uno stato ecologico scarso, nonostante l'indice LIMeco presenti valori variabili dallo scarso al buono. Lo scadimento della componente biologica, a fronte di condizioni chimiche anche buone, può essere ascrivibile per lo più a forme di alterazione idromorfologica e impoverimento degli habitat. Alterazioni estemporanee della qualità delle acque non rilevate dai campionamenti, inoltre, possono aver causato uno spostamento delle comunità biologiche verso taxa più tolleranti a discapito di taxa più sensibili. Il ripristino di condizioni chimiche buone è sicuramente più rapido del ripristino dell'integrità della comunità biologica, che quindi risulta scadente anche se le condizioni chimiche misurate contemporaneamente risultano buone.

Oltre che dalle condizioni chimico-fisiche, le comunità biologiche risultano, come già detto, fortemente influenzate anche dalla diversificazione morfologica dell'alveo. In tal senso è emblematica la situazione del sito 3 (Brescia canale), dove la qualità chimica dell'acqua risulta buona, ma la banalizzazione idromorfologica dell'alveo interamente cementificato causa una semplificazione della comunità biologica, associata anche alla presenza di specie aliene invasive.

4.6 Conclusioni

Il torrente Bardello, così come il torrente Boesio, attraversa un territorio fortemente antropizzato ed è quindi soggetto a numerosi impatti antropici che agiscono singolarmente o in sinergia. I dati acquisiti nel primo anno di indagine dimostrano come sia riscontrabile una semplificazione delle comunità biologiche, causata dall'azione concomitante della non eccelsa qualità dell'acqua, della scarsa disponibilità di habitat dovuta alla banalizzazione morfologica dell'alveo e dalla presenza di specie aliene invasive, sia invertebrate che vertebrate. Tali fattori di stress producono effetti negativi, che compromettono lo stato di qualità complessivo del corpo idrico, mentre la loro concomitanza impedisce l'identificazione degli interventi prioritari da effettuarsi in vista di un possibile recupero.

Anche in questo caso, così come per il torrente Boesio, di prioritaria importanza è dunque la definizione delle relazioni causali tra le alterazioni multiple e le comunità biologiche, al fine di individuare le corrette strategie di intervento e di gestione del territorio. Tali relazioni sono state investigate preliminarmente con tecniche statistiche tradizionali (modelli ANOVA), ma la definizione di un più ampio dataset permetterà, nei prossimi anni, di definire l'azione limitante di vari fattori ambientali sulle popolazioni biologiche anche con metodi più innovativi, già presentati nell'ambito del capitolo 3.

Bibliografia

Birnbaum, C. (2006). NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Dreissena polymorpha*.

Canobbio S., Mezzanotte V., Sanfilippo U., Benvenuto F. (2009) Effect of multiple stressors on water quality and macroinvertebrate assemblages in an effluent-dominated stream. *Water, Air and Soil Pollution*, 198(1-4), 359-371.

Carter J.L., Purcell A.H., Fend S.V., Resh V.H. (2009) Development of a local-scale urban stream assessment method using benthic macroinvertebrates: an example from the Santa Clara Basin, California. *Journal of the North American Benthological Society*, 28(4), 1007-1021.

Chapra, SC, Pelletier, GJ and Tao, H (2008) QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality, Version 2.11: Documentation and Users Manual. Civil and Environmental Engineering Dept., Tufts University, Medford, MA.

C.N.R.-I.S.E. Sede di Verbania (2007) Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma quinquennale 2003-2007. Campagna 2007 e Rapporto quinquennale 2003-2007. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 132 pp.

Downes B.J. (2010) Back to the future: little-used tools and principles of scientific inference can help disentangle effects of multiple stressors on freshwater ecosystems. *Freshwater Biology*, 55(Suppl 1), 60–79.

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

Elliot P. & Zu Ermgassen P. S. E. (2008). The Asian clam (*Corbicula Fuminea*) in the River Thames, London, England. *Aquatic Invasions*, 3: 54-60.

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

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

Mancini L, Sollazzo C (2009) Metodo per la valutazione dello stato ecologico delle acque correnti: comunità diatomiche. Istituto Superiore di Sanità, Rapporti ISTISAN 09/19, Roma.

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

Ormerod S.J., Dobson M., Hildrew A.G. & Townsend C.R. (2010) Multiple stressors in freshwater ecosystems. *Freshwater Biology*, 55(Suppl. 1), 1–4.

Pace, Michael L., Findlay, Stuart E. G., Fischer, David (1998). Effects of an invasive bivalve on the zooplankton community of the Hudson River. *Freshwater Biology*. 39(1):103-116.

Smith, Thomas E., R Jan Stevenson, Nina F. Caraco and Jonathan J.Cole. (1998). Changes in phytoplankton community structure during the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) invasion of the Hudson River (New York). *Journal of Plankton Research*, 20(8):1567-1579.

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

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.