



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

Programma triennale 2013 - 2015

2° Rapporto annuale

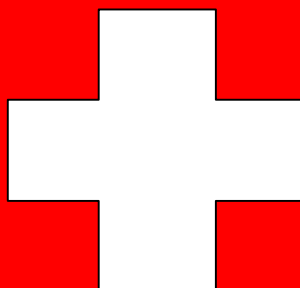
A cura di:

Sergio Canobbio, Riccardo Cabrini, Laura Sartori, Riccardo Fornaroli

Supervisore scientifico:

Valeria Mezzanotte

DISAT, Università degli Studi di Milano-Bicocca



INDICE

1. INTRODUZIONE	3
2. MATERIALI E METODI	7
2.1 Inquadramento territoriale e stazioni di campionamento	7
2.2 Materiali e metodi	13
3. TORRENTE BOLLETTA	14
3.1 Pluviometria e Idrologia	14
3.2 Qualità delle acque	20
3.3 Macroinvertebrati	28
3.4 Ittiofauna	38
3.5 Valutazione dello stato ecologico	42
3.6 Valutazione dei carichi inquinanti nei diversi regimi idraulici	44
3.7 Conclusioni	56
4. TORRENTE BOESIO E FIUME BARDELLO	58
4.1 Premessa	58
4.2 Qualità delle Acque	58
4.3 Metodologia di analisi	60
4.4 Un esempio applicativo: il torrente Boesio	63

REVISIONE 1.0 – 4 settembre 2015

1. INTRODUZIONE

Nel corso dell'anno 2014, nell'ambito del progetto "Valutazione dello stato di qualità degli ecosistemi di alcuni corsi d'acqua tributari del Ceresio e del Verbano" programmato e finanziato dalla Commissione Internazionale per la Protezione delle Acque Italo-Svizzere (CIPAIS) con un orizzonte temporale di tre anni, è proseguito il monitoraggio di tre corsi d'acqua (il torrente Bolletta immissario del Lago di Lugano, il torrente Boesio e il fiume Bardello immissari del Lago Maggiore) giudicati a vario titolo critici per il buono stato di qualità complessivo dei bacini di cui sono parte costitutiva.

Il monitoraggio, destinato a concludersi alla fine dell'anno 2015, si prefigge di valutare non solo l'influenza dei tributari sui corpi idrici che ne sono recettori, ma anche di verificare le condizioni degli ecosistemi presenti nei tributari stessi valutando l'influenza delle molteplici pressioni presenti. Ambienti fluviali come quelli rinvenibili nei tre corpi idrici monitorati sono, infatti, realtà complesse e fortemente influenzate dall'azione dell'uomo, che ha pesantemente sfruttato il territorio circostante, modificando significativamente la qualità delle acque, i regimi idraulici e la disponibilità di habitat nei fiumi indagati. Da ciò consegue, generalmente, l'incapacità di determinare quali siano le reali cause delle eventuali alterazioni riscontrate nelle comunità biologiche e, più in generale, nella funzionalità ecosistemica, a causa dell'inidoneità, da parte degli strumenti di monitoraggio ordinario, alla valutazione del diverso peso di pressioni concomitanti. Ne consegue, in ultima analisi, la difficoltà nel fornire adeguati strumenti di supporto ai processi decisionali per la definizione delle priorità per gli interventi di riqualificazione e ripristino.

Si è, quindi, spostato il baricentro della ricerca sull'indagine delle relazioni causali in ambito ecologico. In questo senso, come già ricordato nel primo rapporto relativo all'anno 2013, il piano triennale di analisi ecologica, di cui il presente rapporto vuole mostrare alcuni risultati intermedi, 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 possono essere utilizzate anche come raccordo per meglio comprendere le analisi volte all'individuazione dei nessi causali tra alterazioni ed effetti sulle comunità biologiche che verranno presentate al termine del triennio.

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. Le specificità relative a ciascun corso d'acqua indagato sono di seguito brevemente richiamate.

Il torrente Bolletta presenta principalmente criticità relative alla qualità delle acque e ai carichi inquinanti che veicola nel Ceresio. Punto focale delle indagini è stata, nel corso del primo anno, l'analisi dei carichi inquinanti gravanti sul bacino in tempo asciutto, con la conseguente modellizzazione dei parametri chimico-fisici e delle dinamiche occorrenti alle sostanze inquinanti nei diversi tratti fluviali in condizioni di magra. Le attività del secondo anno si sono, invece, focalizzate sull'analisi comparata dei carichi inquinanti che gravano sui diversi sottobacini del torrente Bolletta, con particolare riferimento alla loro variabilità e ripartizione in diversi regimi idraulici: non solo magra, ma anche morbida e piena (regimi associabili al cosiddetto "tempo di pioggia").

In questo senso, il 2014 è stato un anno proficuo per la possibilità di studiare le dinamiche dei carichi inquinanti nei regimi idraulici collegati al tempo di pioggia, poiché è risultato essere un anno caratterizzato da elevate precipitazioni e dal susseguirsi di eventi idraulici direttamente riconducibili alle precipitazioni sopra la media.

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.

Anno 2

- Valutazione dello stato di qualità delle acque del torrente Bolletta nei diversi regimi idraulici;
- Valutazione dello stato di qualità delle comunità biologiche (macroinvertebrati, ittiofauna) del torrente Bolletta;
- Campagne di monitoraggio per la determinazione degli apporti di sostanze inquinanti nel torrente in occasione di precipitazioni con diversa intensità e modifiche del regime idraulico ("tempo di pioggia");
- Definizione e ripartizione dei carichi gravanti sul bacino in tempo di pioggia;
- Determinazione del contributo a lago dei carichi inquinanti provenienti dal torrente Bolletta in tempo di pioggia e valutazione delle differenze rispetto al 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 i risultati definitivi verranno presentati nella terza, e conclusiva, relazione annuale.**

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 2

- Valutazione dello stato di qualità delle acque del torrente Boesio;
- Determinazione di variabili fisiche a livello di meso- e microhabitat;
- Valutazione dello stato di qualità delle comunità biologiche (macroinvertebrati) del torrente Boesio in punti rappresentativi dei gradienti di qualità delle acque e di integrità idromorfologica e determinazione delle caratteristiche funzionali degli ecosistemi indagati;
- Determinazione di gradienti di alterazione della qualità delle acque e di integrità idromorfologica.

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 secondo rapporto intermedio, così come avvenuto nel primo, vengono mostrati solo risultati parziali e gli schemi concettuali del lavoro.** 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 2

- Valutazione dello stato di qualità delle acque del fiume Bardello e individuazione del contributo del Lago di Varese nell'origine dei carichi inquinanti;
- Valutazione delle modifiche dello stato di qualità delle acque indotte dalla stagionalità e dalle fluttuazioni del regime idraulico;
- Determinazione di variabili fisiche a livello di meso- e microhabitat;
- 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 dell'influenza data dalla presenza di specie alloctone invasive, quali *Procambarus clarkii* e *Corbicula fluminea*;

2. MATERIALI E METODI

2.1 Inquadramento territoriale e stazioni di campionamento

Torrente Bolletta

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 decisamente 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, all'inizio del triennio di analisi 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. 6 stazioni erano 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 era ubicata lungo il torrente Briolo, in chiusura di sottobacino (BOL4), mentre 2 erano 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, mentre la stazione di monitoraggio delle comunità biologiche BOL8 è stata dismessa dopo il primo campionamento, perché eccessivamente influenzata dalla presenza dell'ecosistema lentico del Ceresio.



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 nel bacino del torrente Bolletta.

Nel corso del 2014, sono state dismesse, poiché giudicate ridondanti o non significative rispetto ai dati necessari per le finalità dell'indagine, le stazioni BOL4 sulla roggia Molinara, BOL3 sul torrente Briolo e BOL9 sul ramo di monte del torrente Bolletta.

Tab. 2.1 – Descrizione dei siti di campionamento, bacino del torrente Bolletta

Sottobacino	SITO	Descrizione
Roggia Molinara e tratto terminale del torrente Bolletta (ramo fondovalle)	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	Roggia Molinara a monte della confluenza con il torrente Bolletta
	BOL7	Torrente Bolletta a valle delle confluenze
	BOL8	Torrente Bolletta alla foce
Torrente Briolo	BOL4	Torrente Briolo a monte della confluenza con la roggia Molinara
Torrente Bolletta (ramo montano)	BOL9	Rio Valle San Giovanni
	BOL5	Torrente Bolletta a monte della confluenza con la roggia Molinara

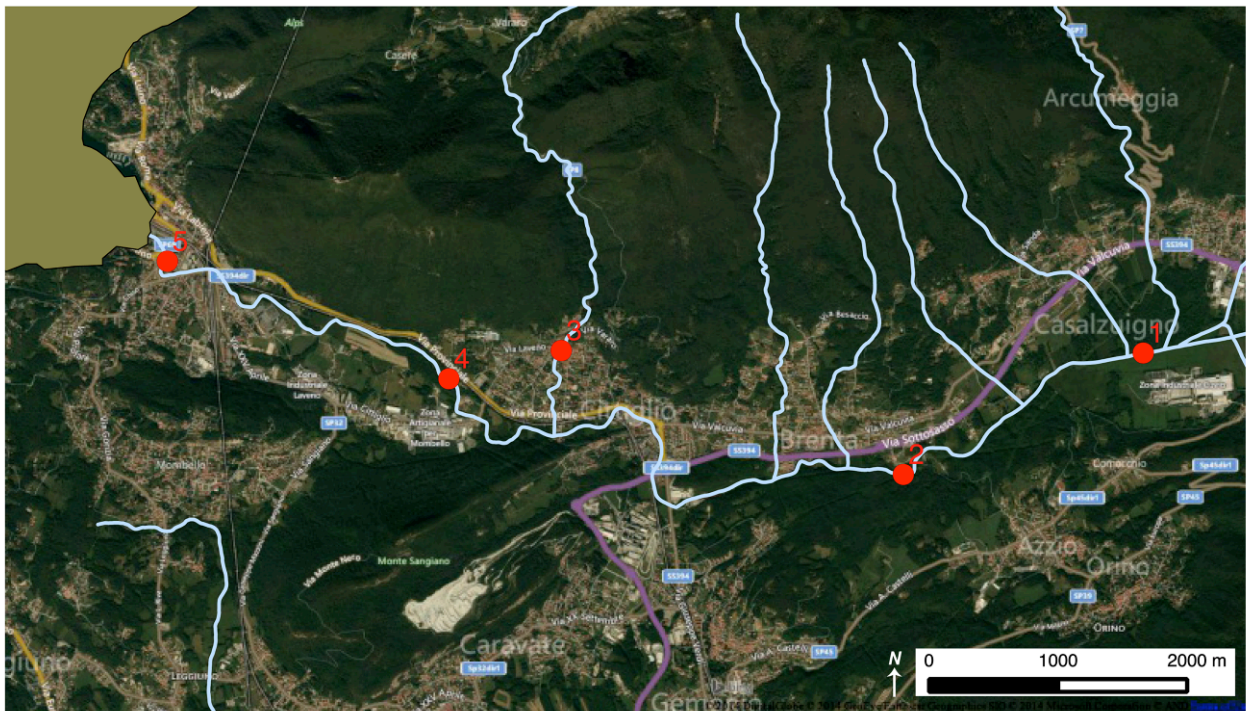
Torrente Boesio

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 sostenute, 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 peritifca. 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 con durata pluriennale, è la chiave di volta del programma di monitoraggio, volto all'orientamento di strategie pianificatorie di riqualificazione. A tal fine sono stati scelti 5 siti di campionamento che consentissero di analizzare le variazioni relative alle caratteristiche idromorfologiche e di qualità dell'acqua all'interno del bacino (Tabella 2.2). L'ubicazione dei siti è mostrata in figura 2.2.



Coordinate dei punti di campionamento (WGS84/UTM32)

- 1: 478102, 5082883**
- 2: 476241, 5081953**
- 3: 473596, 5082919**
- 4: 472725, 5082705**
- 5: 470550, 5083622**

Fig. 2.2 - Localizzazione dei siti di campionamento nel bacino del torrente Boesio.

Tab. 2.2 – Descrizione dei siti di campionamento, bacino del torrente Boesio

Sottobacino	SITO	Descrizione
Torrente Boesio	BOE1	Torrente Boesio a Casalzuigno.
	BOE2	Torrente Boesio a Brenta, a valle del depuratore di Casalzuigno.
	BOE4	Torrente Boesio a Cittiglio, a monte del depuratore di Laveno.
	BOE5	Torrente Boesio a Laveno, presso la foce.
Torrente San Giulio	BOE3	Torrente San Giulio a Cittiglio

Fiume Bardello

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 fiume (Figura 2.3) sono stati scelti 5 siti di campionamento, elencati in tabella 2.3, tali da essere rappresentativi del ventaglio di caratteristiche dei diversi ambienti fluviali rinvenibili

Tab. 2.3 – Descrizione dei siti di campionamento, bacino del fiume Bardello.

Sottobacino	SITO	Descrizione
Fiume Bardello	BAR1	Emissione dal Lago di Varese a Gavirate.
	BAR2	A Besozzo, a valle del depuratore di Gavirate.
	BAR3	A Brebbia, nel canale cementato di una derivazione.
	BAR4	A Brebbia, in un tratto in DMV a valle di uno sbarramento.
	BAR5	A Brebbia, a monte dell'immissione nel Lago Maggiore.



Coordinate dei punti di campionamento (WGS84/UTM32)

1: 476830, 5075953

2: 474512, 5076946

3: 472935, 5075917

4: 472989, 5075829

5: 470936, 5076248

Fig. 2.3 - Localizzazione dei siti di campionamento sul fiume Bardello.

2.2 Materiali e metodi

In tabella 2.4 sono indicate le metodiche analitiche utilizzate per la determinazione dei parametri investigati. Si ricorda che, nel caso del torrente Boesio e del fiume Bardello, i campioni di macroinvertebrati prelevati in ogni singolo microhabitat sono stati tenuti separati, ed associati alle variabili ambientali caratterizzanti (velocità della corrente, profondità, composizione dei substrati).

Tab. 2.4 – 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	µS/cm	rilievo in campo con sonda multiparametrica	IRSA 2030	2 µS/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 (1 mg/L stimato)
NH₄-N	mg/L	Determinazione spettrofotometrica all'indofenolo	IRSA 4030.A1	0,05 mg/L (cella 1 cm); 0,01 mg/L (cella 4 cm)
NO₃-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
Macroinvertebrati	densità individui/superficie	Campionamento multihabitat proporzionale	ISPRA 2010	n/a
Ittiofauna	n. individui, lunghezza (cm), peso (g)	Elettropesca	ISPRA 2040	n/a

3. TORRENTE BOLLETTA

3.1 Pluviometria e Idrologia

Dal punto di vista pluviometrico, l'anno 2014 è stato caratterizzato da precipitazioni superiori alla media annua delle serie storiche disponibili per il bacino: sono caduti l'equivalente di circa 2400 mm di pioggia (figura 3.2), rispetto alla media di poco più di 2100 mm del trentennio 1961-1990, osservabile in tabella 3.1. L'anno 2014, inoltre, è risultato estremamente differente, dal punto di vista pluviometrico, rispetto all'anno 2013, nel quale sono caduti complessivamente poco meno di 1700 mm di precipitazione meteorica (figura 3.1) e che si colloca significativamente sotto alla media della serie storica.

Tab. 3.1 – Precipitazioni mensili e annue nel bacino del Bolletta (serie storica 1961-1990; 2013; 2014).

Serie storiche (Cuasso al Monte, 1961-1990)		Pluviometro Arcisate (2013)		Pluviometro Arcisate (2014)	
mese	mm	mese	mm	mese	mm
gennaio	137	gennaio	42,4	gennaio	227,0
febbraio	114	febbraio	57,6	febbraio	288,8
marzo	191	marzo	122,8	marzo	98,4
aprile	183	aprile	270,8	aprile	174,4
maggio	250	maggio	228,4	maggio	79,0
giugno	209	giugno	59,2	giugno	155,4
luglio	147	luglio	95,8	luglio	308,4
agosto	198	agosto	53,8	agosto	245,0
settembre	237	settembre	102,6	settembre	26,8
ottobre	157	ottobre	228,8	ottobre	125,6
novembre	235	novembre	133,2	novembre	589,6
dicembre	71	dicembre	290,8	dicembre	80,2
TOTALE	2129	TOTALE	1686,2	TOTALE	2398,6

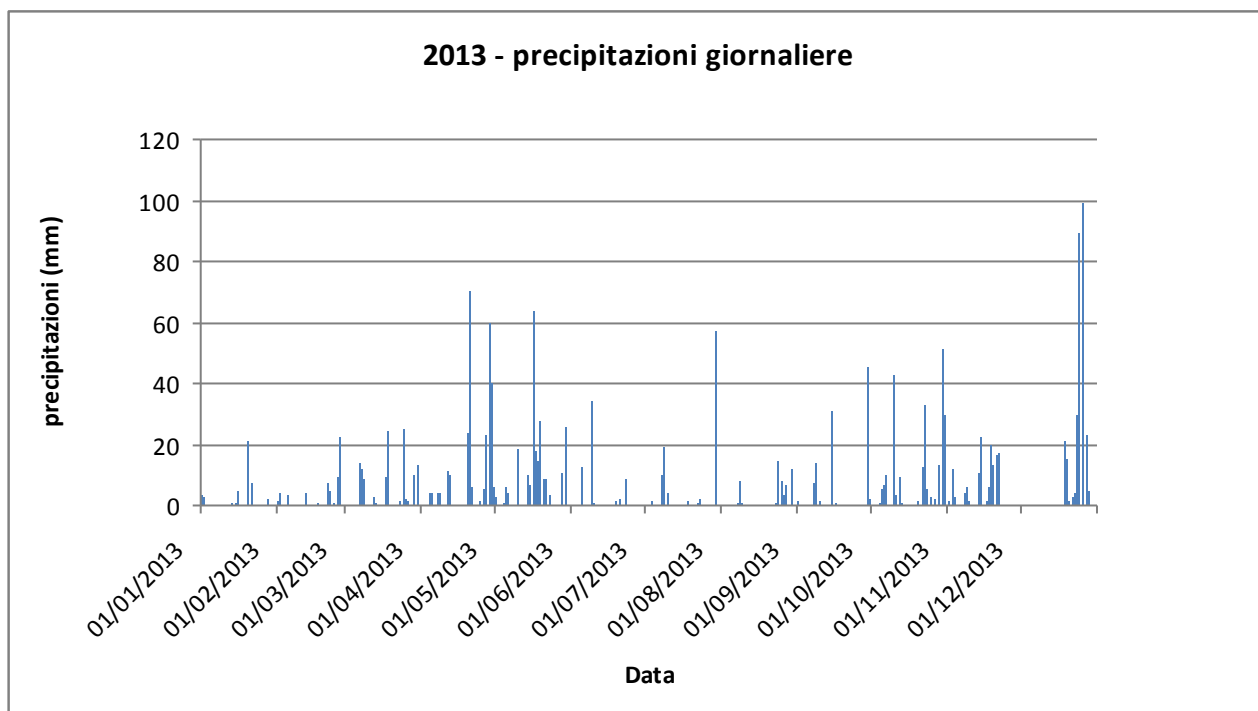


Fig. 3.1 – Precipitazioni giornaliere rilevate nel 2013 al pluviometro di Arcisate di ARPA Lombardia.

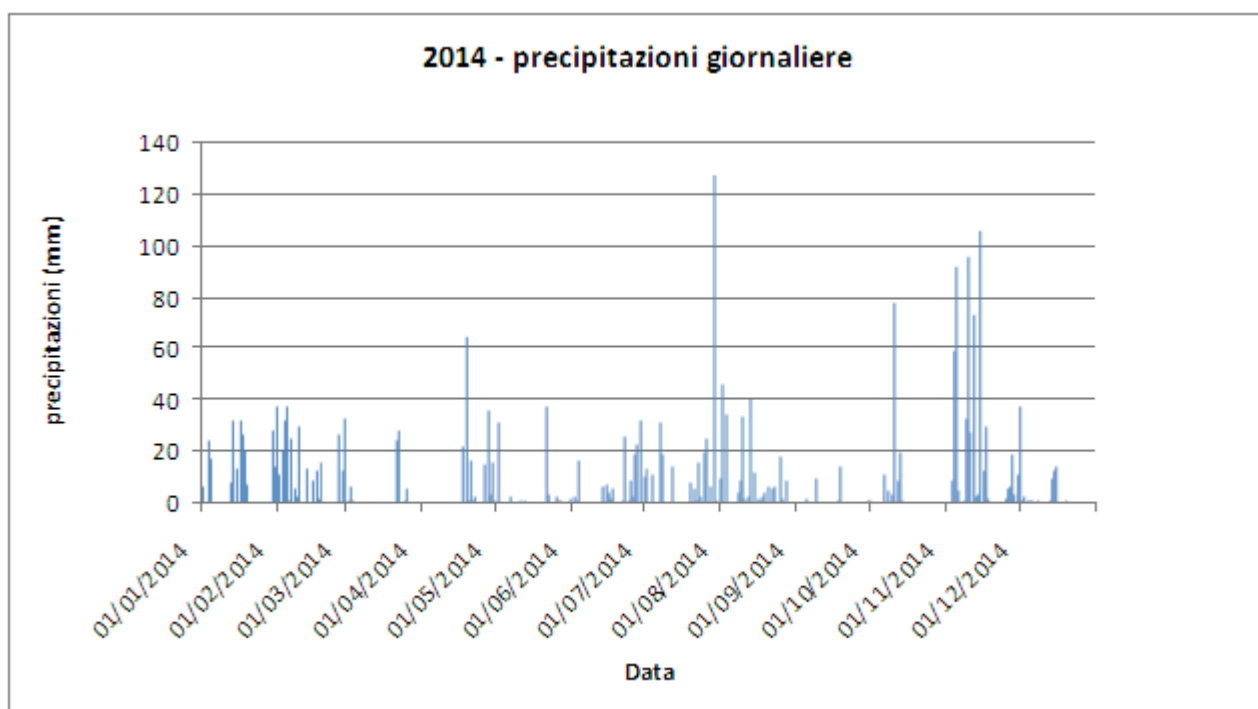


Fig. 3.2 – Precipitazioni giornaliere rilevate nel 2014 al pluviometro di Arcisate di ARPA Lombardia.

Il 2013, d'altra parte, è risultato rispecchiare in misura maggiore la distribuzione mensile relativa delle precipitazioni della serie storica: ha presentato, infatti, due periodi di massima precipitazione in primavera (aprile-maggio) e in autunno (ottobre-dicembre), anche se per quest'ultimo periodo occorre segnalare come le precipitazioni di dicembre 2013 abbiano avuto carattere di

eccezionalità, esattamente come le precipitazioni dei primi mesi del 2014. Nel 2014, infatti, si sono evidenziati dei massimi di precipitazione in inverno (gennaio-febbraio) e in piena estate (luglio-agosto), con una ripartizione mensile relativa decisamente anomala rispetto alla serie storica. L'unico massimo temporalmente analogo a quello delle serie storiche è risultato essere quello autunnale, con un mese di novembre caratterizzato da precipitazioni intensissime (più che doppie rispetto alle precipitazioni mediamente osservate in novembre tra il 1961 e il 1990). Sia per le precipitazioni annue che per la loro ripartizione stagionale, dunque, il 2014 si è configurato come un anno anomalo, mentre il 2013, seppur siccitoso per via delle precipitazioni annue inferiori alla media, è stato un anno più ordinario.

La diversa pluviometria degli anni 2013 e 2014 nel bacino si è riflessa in un regime idraulico medio del torrente Bolletta sostanzialmente diverso per il medesimo biennio. I dati di portata sono stati raccolti con l'ausilio di un idrometro installato dall'ufficio cantonale della protezione delle acque del Canton Ticino (CH) e collocato ad un centinaio di metri dall'immissione nel Ceresio. I dati relativi al livello idrometrico sono associati a valori di portata mediante un'apposita scala di conversione, la cui validità e precisione è stata confermata dai dati puntuali di portata raccolti nell'ambito del presente studio. Con l'esclusione dei dati rilevati dall'1 al 30 aprile 2014, che risultano anomali e che, quindi, dovranno essere oggetto di verifica (figura 3.5), i dati raccolti sono stati utilizzati per computare le statistiche descrittive delle portate transitanti in alveo in ciascun anno (tabella 3.3) e per definire il regime idraulico giornaliero del torrente.

In particolare, sia la portata mediana (Q_{183}) che la portata media sono risultate quasi doppie nel 2014 rispetto al 2013, mentre nel 2013 si è osservata una portata minima di $0,139 \text{ m}^3/\text{s}$ rispetto agli $0,263 \text{ m}^3/\text{s}$ osservati nel 2014. Le portate medie giornaliere in occasione dei colmi di piena massimi, invece, sono state sostanzialmente simili e comprese tra 25 e $30 \text{ m}^3/\text{s}$. Occorre, però, notare come il colmo di piena di gran lunga maggiore del 2013 si sia verificato (figura 3.3) nell'ultima decade di dicembre, in un momento caratterizzato, come già notato nel paragrafo precedente, da precipitazioni piovose del tutto anomale per il periodo.

L'analisi di dettaglio delle portate inferiori a $2 \text{ m}^3/\text{s}$ (figura 3.4 per l'anno 2013 e figura 3.6 per l'anno 2014) mostra come il regime di magra (che è stato riscontrato per un numero di giorni più che doppio nell'anno 2013 rispetto al 2014) occorra per portate inferiori a $0,4 \text{ m}^3/\text{s}$ nella sezione dell'idrometro. L'evidenza empirica, inoltre, mostra come si possa classificare come regime idraulico di morbida (con il torrente carico di una maggior quantità d'acqua dovuta a precipitazioni, ma senza che si palesino le condizioni eccezionali di una piena) la portata compresa tra $0,4$ e $1,5 \text{ m}^3/\text{s}$, mentre sopra gli $1,5 \text{ m}^3/\text{s}$ si osservano condizioni di piena o, comunque, di "coda" di eventi di piena, dovuti a precipitazioni intense.

Tab. 3.3 – Statistiche descrittive del regime idraulico del torrente Bolletta (alla foce) per gli anni 2013 e 2014.

Portata giornaliera (m³/s)	2013	2014*
MIN	0,139	0,263
MAX	29,328	26,203
MEDIANA	0,423	0,768
MEDIA	0,860	1,499
DEV.ST.	1,730	2,344

*escluso il mese di aprile

Sulla base delle portate osservate alla sezione dell'idrometro e delle considerazioni precedentemente espresse, sono stati quantificati i giorni in cui le portate medie fossero ascrivibili ai regimi di magra, morbida e piena. Il mese di aprile 2014, per cui non è al momento disponibile un dato attendibile di portata, è stato classificato nella sua interezza come presentante un regime idraulico di morbida, sulla base delle precipitazioni registrate nel periodo.

L'anno 2013 ha presentato, rispetto al 2014, un numero più che doppio di giornate in cui la portata media è risultata essere di magra (163 giorni contro 74 – tabella 3.4), mentre ha presentato meno della metà dei giorni in cui fossero riscontrabili condizioni ascrivibili a fenomeni di piena (34 contro 87).

Tab. 3.4 – Numero di giorni all'anno in cui il torrente Bolletta ha presentato i diversi regimi idraulici (magra; morbida; piena) nel 2013 e nel 2014.

Regime idraulico	2013	2014
Magra	163	74
Morbida	168	204
Piena	34	87

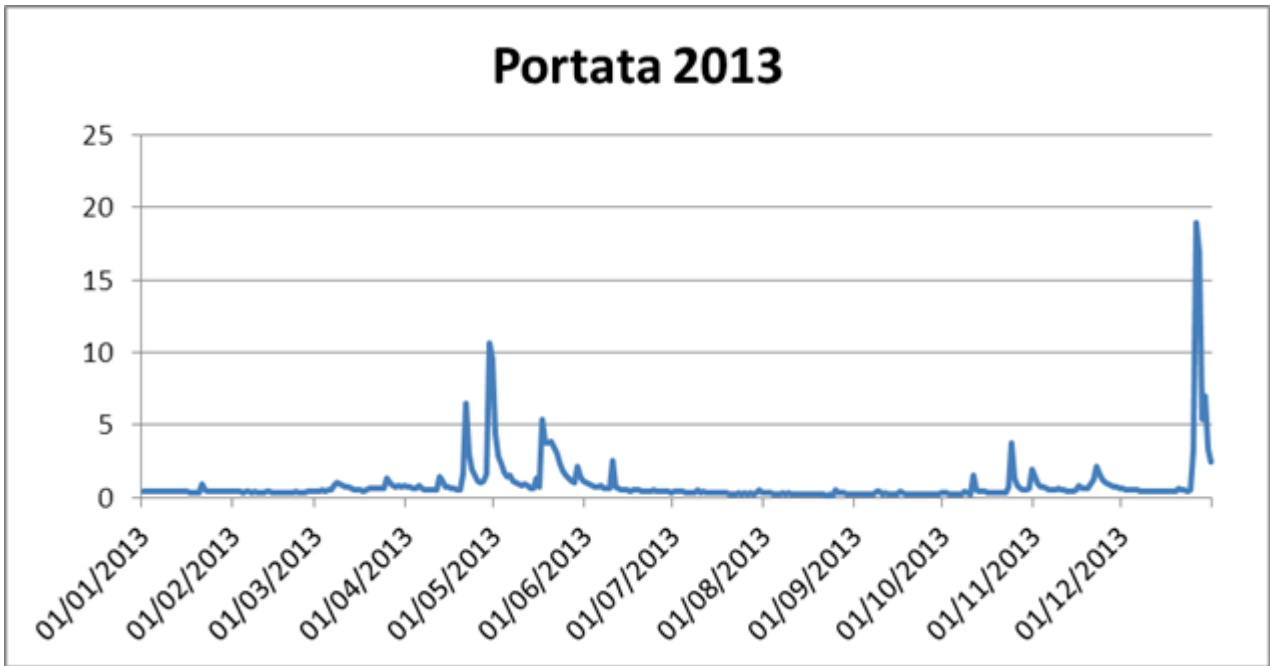


Fig 3.3 – Andamento medio giornaliero delle portate (in m^3/s) in chiusura di bacino del torrente Bolletta nell'anno 2013.

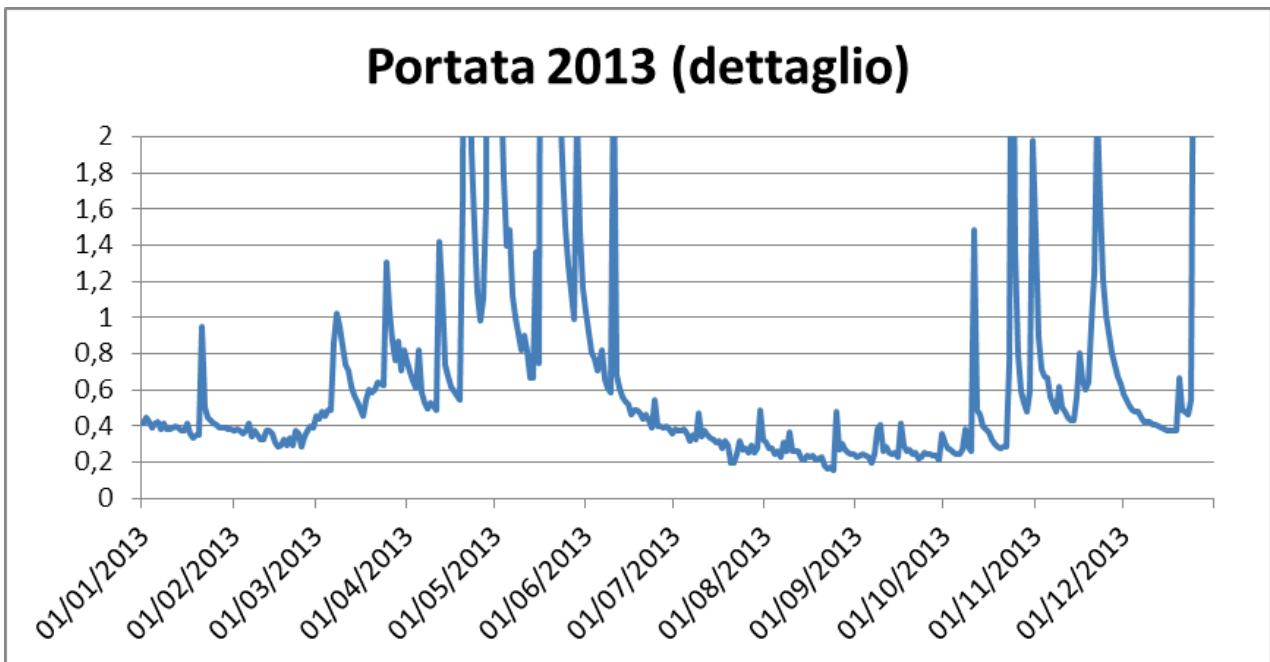


Fig 3.4 – Dettaglio sotto i $2 m^3/s$ dell'andamento medio giornaliero delle portate (in m^3/s) in chiusura di bacino del torrente Bolletta nell'anno 2013.

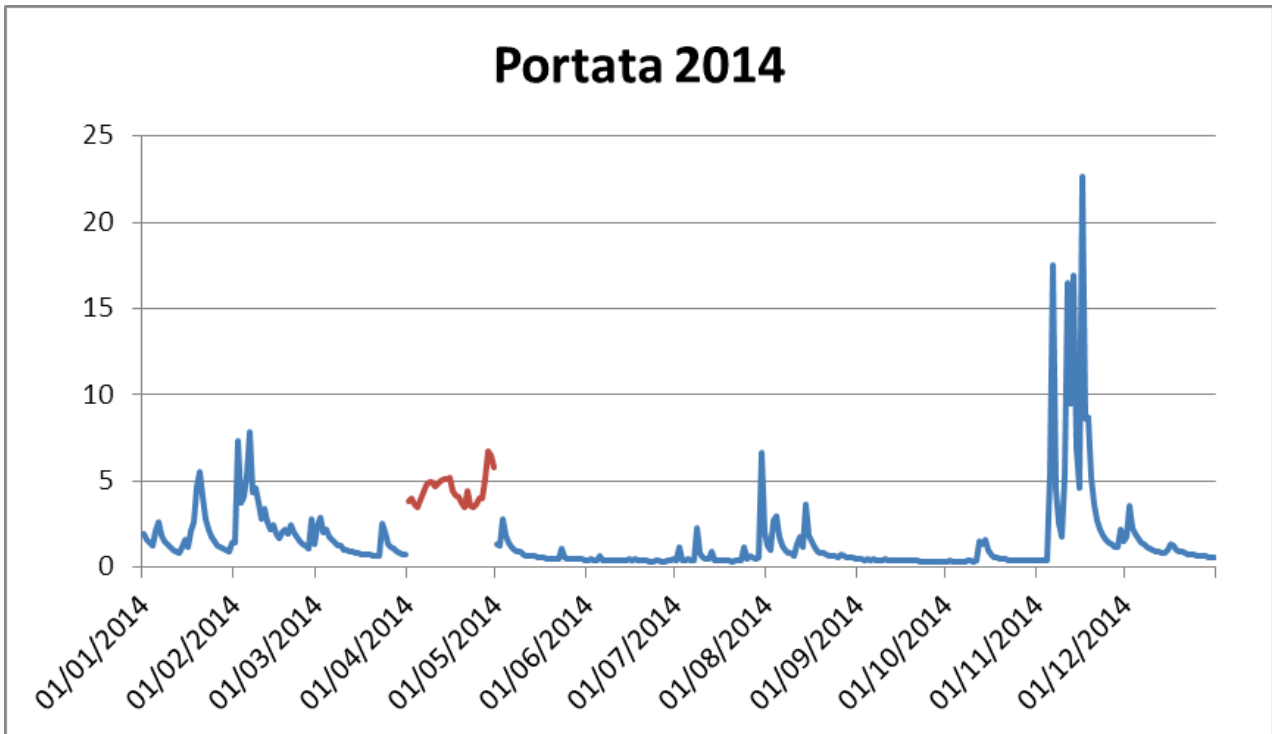


Fig 3.5 – Andamento medio giornaliero delle portate (in m³/s) in chiusura di bacino del torrente Bolletta nell'anno 2014.

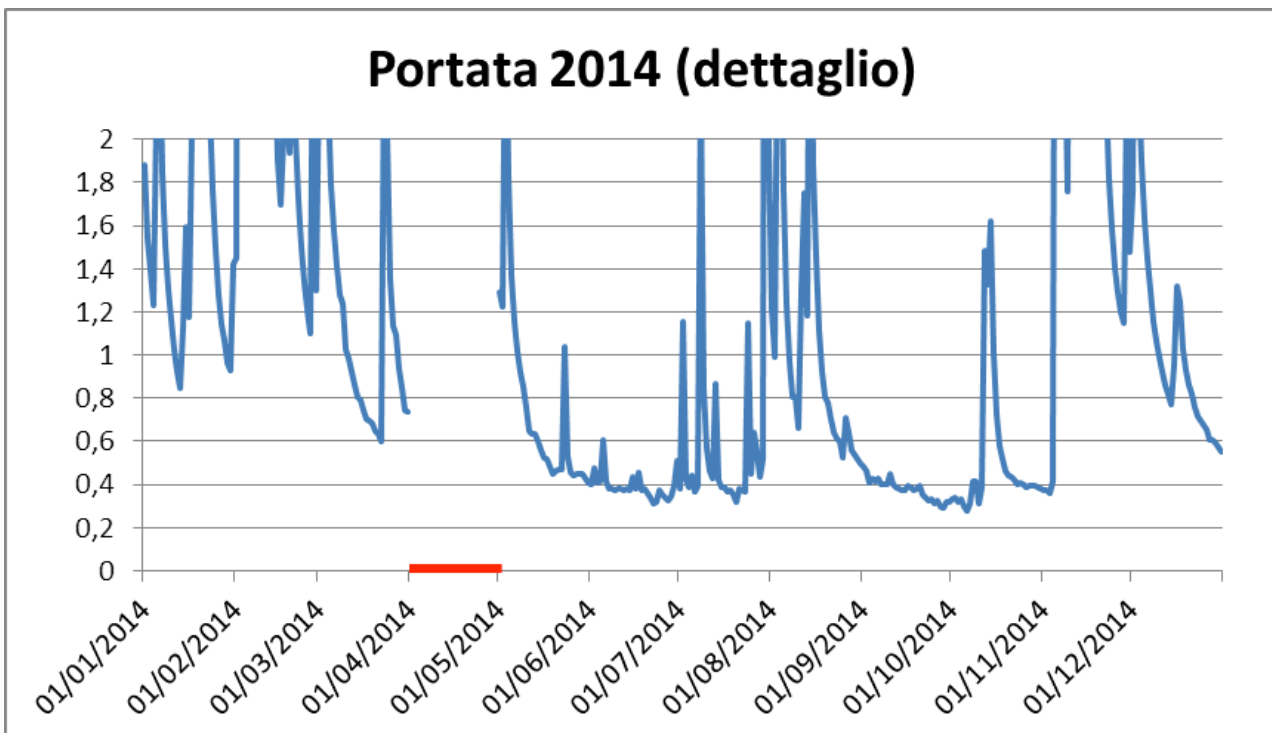


Fig 3.6 – Dettaglio sotto i 2 m³/s dell'andamento medio giornaliero delle portate (in m³/s) in chiusura di bacino del torrente Bolletta nell'anno 2014.

3.2 Qualità delle acque

I parametri relativi alla qualità delle acque del torrente Bolletta sono stati determinati nei 9 siti ubicati sui tre rami principali, poi ridotti a 6 sulla base delle considerazioni espresse nel paragrafo 2.1, e associati con i 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).

Per consentire una valutazione dello stato di qualità del corpo idrico nei diversi regimi idraulici è stato computato il valore dell'indice di qualità chimico-fisica delle acque LIMeco, attribuendo punteggi diversi alla concentrazione di alcuni parametri macrodescrittori della qualità delle acque secondo le indicazioni mostrate in tabella 3.5. La media dei punteggi determina la classificazione in una delle cinque classi di qualità previste dal D.M. 260/2010 e le cui soglie sono riportate nella tabella 3.6.

Tab. 3.5 - Soglie per l'assegnazione dei punteggi ai singoli parametri per ottenere il punteggio LIMeco.

		Livello 1	Livello 2	Livello 3	Livello 4	Livello 5
	Punteggio*	1	0,5	0,25	0,125	0
Parametro						
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. 3.6 - 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

Coerentemente con quanto detto nel paragrafo 3.1, nel 2013 un maggior numero di campionamenti erano stati effettuati in regime di magra (tre su quattro, mentre la quarta era stata effettuata in regime di piena), ed erano stati utilizzati per la taratura del modello di simulazione della qualità delle acque in tempo asciutto proposto nella prima relazione annuale, nonché per

definire i carichi inquinanti provenienti dai diversi sottobacini e, conseguentemente, dalle diverse fonti di pressione in assenza di precipitazioni (tabelle da 3.7 a 3.10 – alcuni valori sono stati corretti rispetto alla prima relazione annuale, che presentava degli errori di trascrizione).

Nel 2014, viceversa, le quattro campagne di campionamento effettuate sono risultate una in regime di magra, due in regime di morbida e una in regime di piena (tabelle da 3.11 a 3.14). La diversificazione delle condizioni in cui i dati sono stati raccolti consente un'analisi della qualità delle acque nei diversi regimi idraulici, e, interpolando i dati relativi alla portata con le evidenze relative alle concentrazioni degli inquinanti nei diversi siti, una stima della differenziazione dei carichi inquinanti gravanti su ciascun sottobacino in condizioni di tempo asciutto, di morbida e di piena.

I dati raccolti nel 2014 confermano la tendenza generale riscontrata nel 2013 ed evidenziata nel primo rapporto annuale. Le pressioni principali sono due. La prima è lo scarico dell'impianto di depurazione di Arcisate, i cui effetti, rilevabili alla stazione BOL2, sono, però, mitigati lungo il percorso della roggia Molinara sia dall'effetto diluente degli altri rami del torrente Bolletta, sia, per quel che riguarda i carichi, dalla capacità autodepurante dell'ambiente fluviale. La seconda è lo scarico dell'impianto di depurazione di Cuasso al Monte che, collocato a poca distanza dall'immissione del torrente Bolletta nel Ceresio, provoca sia uno scadimento della qualità delle acque nel tratto terminale del corso d'acqua (stazione BOL8), sia l'apporto di carichi consistenti nel recettore lacustre.

Tab. 3.7 – Valori di portata e dei parametri chimici, fisici e microbiologici nelle stazioni campionate lungo il torrente Bolletta, maggio 2013.

SITO	Portata (m3/s)	T (°C)	DO (mg/L)	DO (%)	Cond. (µS/cm)	pH	COD (mg/L)	NH4-N (mg/L)	TP (mg/L)	NO3-N (mg/L)	<i>E. coli</i> (UFC/100ml)	LIMeco	Giudizio
BOL1	0,363	11,6	9,79	95,1	351	7,63	13,4	0,065	0,093	1,676	200	0,500	2
BOL2	0,425	11,8	9,40	91,9	402	7,85	17,3	0,666	0,109	1,521	12520	0,375	3
BOL3	0,957	12,0	9,90	96,6	402	7,67	14,7	0,285	0,081	2,087	2930	0,438	3
BOL6	1,022	12,4	9,86	97,0	419	8,24	15,2	0,181	0,084	1,524	3330	0,469	3
BOL7	2,130	11,7	10,06	97,2	172	7,67	12,9	0,042	0,041	1,938	310	0,688	1
BOL8	2,373	12,7	9,91	98,0	294	7,72	15,3	0,226	0,063	1,220	800	0,469	3
BOL4	0,170	11,5	10,02	96,5	501	7,95	13,9	<0,010	0,068	1,632	0	0,688	1
BOL9	0,221	10,6	9,95	98,2	61	7,07	10,5	<0,010	0,005	1,110	0	0,875	1
BOL5	0,940	11,1	10,27	97,9	85	7,34	12,0	<0,010	0,004	1,762	420	0,813	1

Tab. 3.8 – Valori di portata e dei parametri chimici, fisici e microbiologici nelle stazioni campionate lungo il torrente Bolletta, luglio 2013.

SITO	Portata (m3/s)	T (°C)	DO (mg/L)	DO (%)	Cond. (µS/cm)	pH	COD (mg/L)	NH4-N (mg/L)	TP (mg/L)	NO3-N (mg/L)	<i>E. coli</i> (UFC/100ml)	LIMeco	Giudizio
BOL2	0,055	19,3	5,94	67,6	809	7,48	18,2	0,975	1,340	5,910	1500	0,063	5
BOL3	0,102	16,3	9,31	98,9	569	8,34	13,1	0,015	0,635	3,420	1170	0,531	2
BOL6	0,140	16,2	9,15	101,5	553	8,28	13,4	0,015	0,530	2,990	700	0,531	2
BOL7	0,185	17,8	10,50	110,1	477	8,35	14,3	0,025	0,560	2,570	100	0,406	3
BOL8	0,233	20,0	9,68	110,6	702	7,80	20,5	0,040	1,320	3,600	1100	0,281	4
BOL4	0,045	15,4	9,13	95,1	523	8,15	13,4	0,013	0,075	2,190	1500	0,688	1
BOL5	0,039	18,5	9,56	101,1	242	8,06	13,8	<0,010	0,037	1,460	350	0,813	1

Tab. 3.9 – Valori di portata e dei parametri chimici, fisici e microbiologici nelle stazioni campionate lungo il torrente Bolletta, ottobre 2013.

SITO	Portata (m3/s)	T (°C)	DO (mg/L)	DO (%)	Cond. (µS/cm)	pH	COD (mg/L)	NH4-N (mg/L)	TP (mg/L)	NO3-N (mg/L)	<i>E. coli</i> (UFC/100ml)	LIMeco	Giudizio
BOL1	0,015	14,7	6,72	69,5	677	7,70	2,4	0,070	0,020	3,850	850	0,406	3
BOL2	0,041	16,8	7,06	76,5	822	7,39	6,9	0,098	1,760	9,272	4970	0,125	5
BOL3	0,075	14,5	9,82	100,5	611	8,11	3,7	0,010	0,610	4,115	1800	0,531	2
BOL6	0,099	14,3	9,86	100,2	579	8,23	3,7	<0,010	0,305	3,645	900	0,563	2
BOL7	0,205	14,3	10,11	102,8	454	8,13	2,3	0,012	0,190	2,663	630	0,594	2
BOL8	0,210	15,4	9,69	100,8	743	7,89	9,2	0,040	0,620	4,430	5500	0,406	3
BOL4	0,040	13,5	9,77	97,9	530	8,18	1,3	0,020	0,055	1,555	300	0,688	1
BOL9	0,003	13,8	8,92	93,5	125	6,68	1,8	<0,010	0,007	2,038	10	0,813	1
BOL5	0,068	14,4	10,11	103,0	232	7,83	1,9	<0,010	0,008	1,783	150	0,813	1

Tab. 3.10 – Valori di portata e dei parametri chimici, fisici e microbiologici nelle stazioni campionate lungo il torrente Bolletta, dicembre 2013.

SITO	Portata (m3/s)	T (°C)	DO (mg/L)	DO (%)	Cond. (µS/cm)	pH	COD (mg/L)	NH4-N (mg/L)	TP (mg/L)	NO3-N (mg/L)	<i>E. coli</i> (UFC/100ml)	LIMeco	Giudizio
BOL2	0,074	8,7	8,65	76,9	770	7,90	11,0	2,632	1,105	4,489	106070	0,094	5
BOL3	0,067	7,9	10,96	94,6	539	8,57	3,0	<0,010	0,165	4,181	200	0,594	2
BOL6	0,231	7,9	11,49	99,2	538	8,74	9,0	0,044	0,090	1,716	615	0,563	2
BOL7	0,321	6,7	11,88	99,8	326	8,68	12,0	0,021	0,115	0,925	635	0,688	1
BOL8	0,386	8,1	11,05	95,8	460	8,33	5,0	2,265	1,637	2,475	4870	0,281	4
BOL4	0,209	8,2	11,25	98,0	540	8,66	17,0	0,104	0,150	2,517	10710	0,406	3
BOL9	0,068	8,8	10,68	98,9	82	7,49	6,0	<0,010	0,040	0,525	0	1,000	1
BOL5	0,173	5,3	12,28	99,6	134	8,02	14,0	<0,010	0,070	0,600	90	0,875	1

Tab. 3.11 – Valori di portata e dei parametri chimici, fisici e microbiologici nelle stazioni campionate lungo il torrente Bolletta, aprile 2014.

SITO	Portata (m3/s)	T (°C)	DO (mg/L)	DO (%)	Cond. (µS/cm)	pH	COD (mg/L)	NH4-N (mg/L)	TP (mg/L)	NO3-N (mg/L)	<i>E. coli</i> (UFC/100ml)	LIMeco	Giudizio
BOL1	0,061	14,3	8,60	87,0	510	8,51	2,2	0,043	<0,001	3,092	3820	0,531	2
BOL2	0,103	13,0	8,41	83,3	694	8,00	7,6	0,065	0,805	5,970	6000	0,188	4
BOL3	0,043	9,1	11,30	101,4	507	8,58	1,6	<0,010	<0,001	1,610	30	0,813	1
BOL6	0,302	10,6	11,80	106,0	535	8,92	3,4	0,089	0,190	2,836	8220	0,406	3
BOL7	0,389	9,9	11,65	106,6	471	8,65	3,0	0,106	0,155	2,219	8670	0,438	3
BOL8	0,516	11,4	12,60	119,1	599	8,42	5,5	0,020	0,400	2,805	7620	0,438	3
BOL4	0,269	10,4	11,32	104,8	546	8,87	3,2	<0,010	0,255	2,975	1790	0,563	2
BOL9	0,012	12,6	9,92	100,8	101	7,90	1,5	<0,010	<0,001	0,325	20	1,000	1
BOL5	0,095	9,1	11,98	107,6	157	8,58	1,1	<0,010	<0,001	0,740	230	0,875	1

Tab. 3.12 – Valori di portata e dei parametri chimici, fisici e microbiologici nelle stazioni campionate lungo il torrente Bolletta, luglio 2014.

SITO	Portata (m3/s)	T (°C)	DO (mg/L)	DO (%)	Cond. (µS/cm)	pH	COD (mg/L)	NH4-N (mg/L)	TP (mg/L)	NO3-N (mg/L)	E. coli (UFC/100ml)	LIMeco	Giudizio
BOL1	0,037	16,4	7,13	76,6	568	7,76	3,4	<0,010	0,001	4,055	3350	0,594	2
BOL2	0,061	16,5	6,51	70,1	601	7,70	5,2	0,010	0,124	5,248	29830	0,375	3
BOL3	0,042	14,2	10,07	102,6	531	8,47	<1	0,010	<0,001	2,254	550	0,813	1
BOL6	0,237	16,3	9,97	106,0	542	8,40	2,6	<0,010	0,203	3,070	1360	0,563	2
BOL7	0,291	16,3	10,08	107,2	408	8,38	1,9	<0,010	0,124	2,570	950	0,594	2
BOL8	0,380	20,1	9,37	107,8	438	8,09	4,7	<0,010	0,292	3,791	6870	0,563	2
BOL4	0,171	15,8	9,97	105,3	546	8,37	3,2	0,010	0,292	3,600	3430	0,563	2
BOL9	0,018	14,7	9,77	105,0	94	7,65	<1	<0,010	<0,001	1,388	15	0,813	1
BOL5	0,167	16,9	10,27	110,9	143	7,96	2,2	<0,010	0,010	1,683	230	0,688	1

Tab. 3.13 – Valori di portata e dei parametri chimici, fisici e microbiologici nelle stazioni campionate lungo il torrente Bolletta, ottobre 2014.

SITO	Portata (m3/s)	T (°C)	DO (mg/L)	DO (%)	Cond. (µS/cm)	pH	COD (mg/L)	NH4-N (mg/L)	TP (mg/L)	NO3-N (mg/L)	E. coli (UFC/100ml)	LIMeco	Giudizio
BOL1	0,072	14,3	9,33	96,2	448	7,78	10,8	0,041	<0,001	3,178	1850	0,656	2
BOL2	0,122	14,8	9,12	95,3	543	7,71	12,3	0,077	0,550	6,269	3950	0,313	4
BOL6	0,419	14,2	11,84	121,0	507	8,29	10,4	0,064	0,151	3,633	3100	0,219	4
BOL7	0,939	13,8	11,00	111,3	211	8,12	7,7	0,024	0,039	2,058	1200	0,688	1
BOL8	1,064	14,1	10,88	110,8	339	8,03	8,8	0,097	0,152	2,640	10300	0,281	4
BOL5	0,601	13,7	11,25	113,2	79	7,80	7,2	<0,010	<0,001	1,546	1950	0,688	1

Tab. 3.14 – Valori di portata e dei parametri chimici, fisici e microbiologici nelle stazioni campionate lungo il torrente Bolletta, dicembre 2014.

SITO	Portata (m3/s)	T (°C)	DO (mg/L)	DO (%)	Cond. (µS/cm)	pH	COD (mg/L)	NH4-N (mg/L)	TP (mg/L)	NO3-N (mg/L)	E. coli (UFC/100ml)	LIMeco	Giudizio
BOL1	0,365	11,0	10,34	98,9	444	7,47	14,4	1,762	0,095	3,283	465000	0,406	3
BOL2	0,544	11,6	4,97	48,1	495	7,29	22,4	1,218	0,100	4,712	410000	0,188	4
BOL6	0,908	11,7	12,03	116,1	444	8,48	2,0	0,334	0,066	4,012	12230	0,281	4
BOL7	1,865	11,2	12,20	114,0	299	8,31	2,2	0,193	0,036	2,834	6620	0,438	3
BOL8	2,002	11,4	12,22	116,8	336	8,22	2,6	0,300	0,059	3,411	31700	0,281	4
BOL5	0,553	10,5	12,38	114,5	81	7,43	<1	0,028	0,008	1,645	610	0,688	1

Il giudizio LIMeco complessivo per il biennio, ottenuto analizzando la media dei punteggi ottenuti nelle diverse campagne, è riportato in tabella 3.15. Il sito con il punteggio peggiore, in accordo con quanto già riscontrato nel 2013, è risultato essere BOL2, che si colloca in classe 5 (stato “cattivo”), la peggiore. Il sito presso la foce BOL8, che analizzando i valori medi del solo 2013 risultava in classe 3 “sufficiente” (ma con un giudizio prossimo alla classe 4), con i valori determinati nel 2014 si colloca in classe 4, con stato “scadente”.

Tab. 3.15 – Giudizio complessivo di qualità per la media dei valori del biennio 2013-2014, indice LIMeco.

SITO	n	100-O ₂ % sat.	N-NH ₄	N-NO ₃	TP	LIMeco	Giudizio
BOL1	6	0,5	0	0,125	1	0,406	3
BOL2	8	0,25	0	0	0	0,063	5
BOL3	6	1	0,5	0,125	0,125	0,438	3
BOL6	8	1	0,25	0,125	0,125	0,375	3
BOL7	8	1	0,5	0,25	0,25	0,500	2
BOL8	8	1	0	0,125	0	0,281	4
BOL4	6	1	1	0,125	0,25	0,594	2
BOL9	5	1	1	0,5	1	0,875	1
BOL5	8	1	1	0,25	1	0,813	1

L’affluente della roggia Molinara, torrente Briolo, e il ramo di monte del torrente Bolletta presentano un valore medio di LIMeco che li colloca, rispettivamente, in classe 2 “buona” e in classe 1 “ottima”, a riprova del fatto che le criticità del bacino del torrente Bolletta sono confinate per lo più all’asta di fondovalle (roggia Molinara e torrente Bolletta dopo la confluenza con il ramo di monte), nonostante l’asta di fondovalle medesima sia in grado di esprimere una certa capacità di abbattimento dei carichi inquinanti, come evidenziato dalla classe 3 “sufficiente” del sito BOL3, pochi chilometri a valle di BOL2.

Il giudizio di qualità per ciascun sito è concettualmente espresso (con i colori blu, verde, giallo, arancione e rosso associati, rispettivamente, ai giudizi ottimo, buono, sufficiente, scadente e cattivo) in figura 3.7.

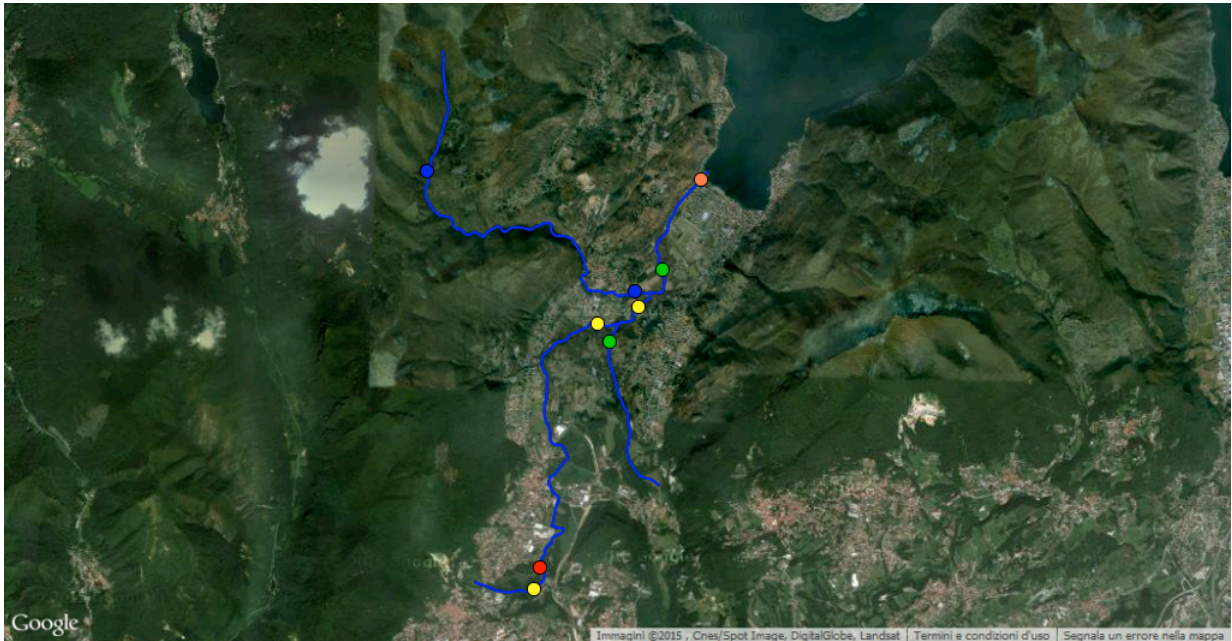


Fig. 3.7 – Giudizio di qualità LIMeco nei diversi siti monitorati nel bacino del torrente Bolletta.

Constatato che le tendenze dei valori determinati sulla base dei campionamenti biennali, pur con qualche correzione, non si discostano in modo significativo da quanto emerso dalla modellizzazione della qualità delle acque effettuata al termine del primo anno delle attività di monitoraggio, e i cui risultati sono riproposti graficamente in figura 3.8, si è esteso il giudizio di qualità LIMeco dai siti monitorati ai tratti fluviali dei quali tali siti sono rappresentativi. Il risultato è raffigurato in figura 3.9 e mostra, oltre all’impatto dei due impianti di depurazione, anche il graduale recupero che si osserva nella roggia Molinara a valle dello scarico dell’impianto di depurazione di Arcisate e l’effetto diluente dato dalla confluenza dell’asta di fondovalle gli altri rami.

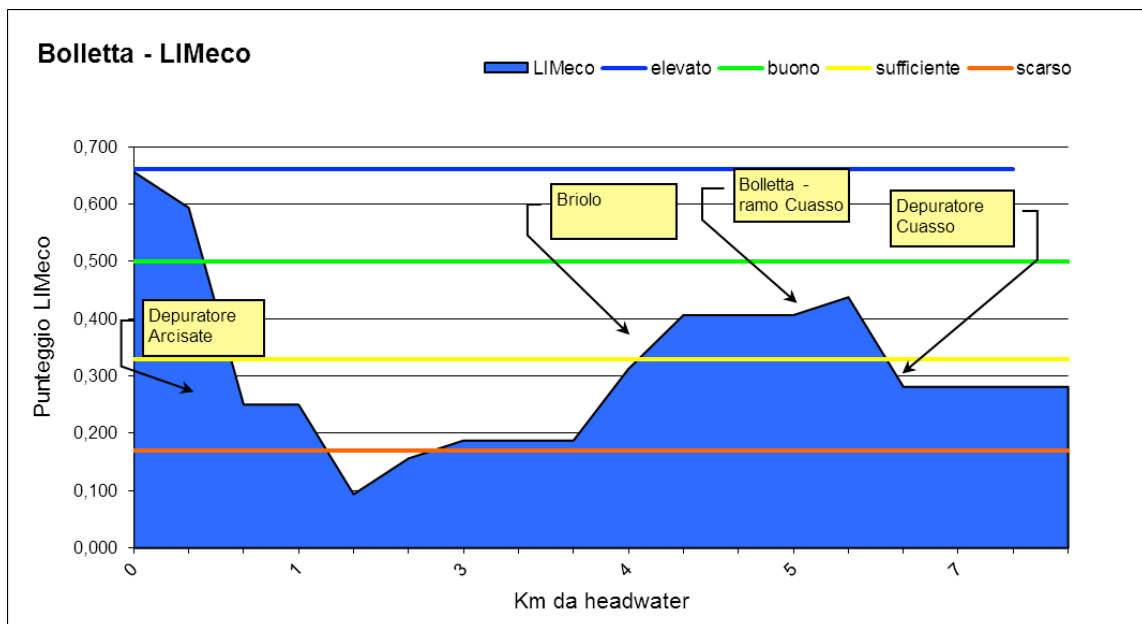


Fig. 3.8 – Andamento dei valori di LIMeco lungo l’asta di fondovalle del torrente Bolletta, modellizzazione sulla base dei dati 2013.

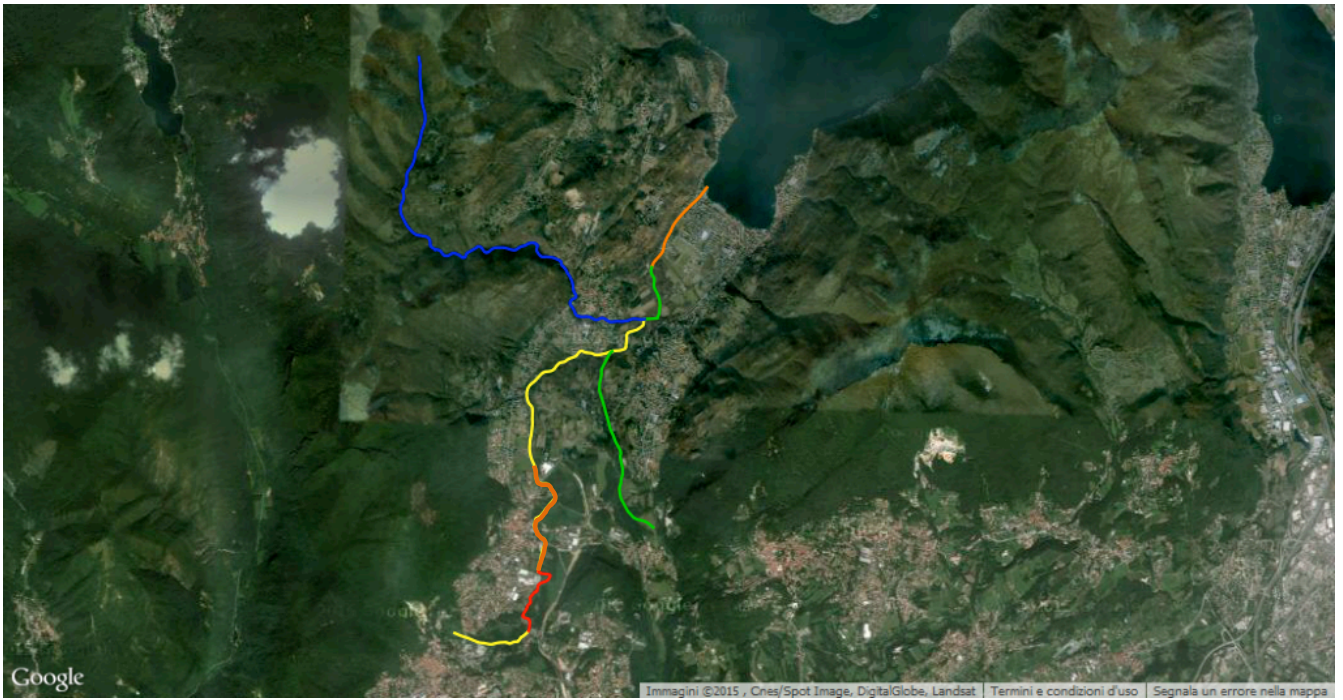


Fig. 3.9 – Classi di qualità dei tratti fluviali principali costituenti il reticolo del torrente Bolletta.

3.3 Macroinvertebrati

La determinazione della composizione delle comunità macroinvertebrate e la definizione dell'indice di qualità connesso (indice STAR_ICMi) è avvenuta, come già nel 2013, nei siti BOL5, BOL6 e BOL7. Si ricorda brevemente che, nel 2013, era stato effettuato anche un campionamento nel sito BOL8, successivamente abbandonato poiché le comunità macroinvertebrate risultavano eccessivamente influenzate dalla presenza del Ceresio.

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 3.15. E' stato individuato il set di valori di riferimento, che è risultato essere 02AS1. Il set (tabella 3.16) e le soglie delle classi di qualità per l'Elemento di Qualità Biologica (EQB - tabella 3.17) sono gli stessi in tutte le stazioni considerate. Il calcolo dell'indice è stato effettuato con il software MacrOper versione 1.0.5, utilizzando il macrotipo "C", e verificato con un foglio di calcolo excel, di realizzazione propria, contenente gli algoritmi dell'indice.

Tab. 3.15 - 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; Böhrer 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; Böhrer et al., 2004.	0.083

Tab. 3.16 – 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. 3.17 – Soglie per l'attribuzione dei giudizi di qualità EQB.

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

A seguito dei campionamenti condotti trimestralmente nel 2014 si sono osservati, come già nel 2013, valori dell'EQB tali da collocare i tre siti di campionamento tra le classi di qualità "buona" e "moderata" (o "sufficiente"). I dati relativi alla presenza dei diversi taxa e alla loro abbondanza sono osservabili nelle tabelle da 3.18 a 3.23 (parti A), mentre i giudizi di qualità e i valori delle metriche componenti l'indice STAR_ICMi sono visibili nelle medesime tabelle, parti B.

In generale, le comunità di tutti e tre i siti presentano popolamenti radi di Plecotteri (per lo più del genere *Leuctra*, con presenza solo occasionale della famiglia, maggiormente sensibile, dei Nemouridae), mentre sono più abbondanti e rappresentati da un maggior numero di famiglie gli Efemerotteri e i Tricotteri, che, con i Plecotteri, formano l'insieme dei taxa EPT.

Come nel 2013, si segnala una maggior ricchezza di famiglie appartenenti agli ordini EPT nella stazione BOL5, mentre la stazione BOL6, ubicata sul ramo di fondovalle e interessata da una qualità dell'acqua peggiore, presenta una ricchezza di famiglie complessivamente superiore ma un numero di EPT inferiore. La stazione BOL7, ubicata a valle della confluenza tra i due rami del Bolletta, 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.

Tab. 3.18a – Taxa e numero di individui rinvenuti nel campionamento di ottobre 2013.

ott-13	BOL5	BOL6	BOL7	BOL8
Leuctridae	3	0	0	0
Heptageniidae	0	0	10	0
Ephemeridae	1	0	8	0
Baetidae	21	105	266	129
Hydropsychidae	9	88	137	61
Rhyacophilidae	10	43	24	0
Beraeidae	7	0	16	0
Leptoceridae	4	0	2	8
Limnephilidae	15	64	49	0
Hydroptilidae	1	8	0	32
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. 3.19a – Taxa e numero di individui rinvenuti nel campionamento di dicembre 2013.

dic-13	BOL5	BOL6	BOL7
Leuctridae	0	35	0
Heptageniidae	16	0	10
Baetidae	248	40	90
Hydropsychidae	64	72	0
Rhyacophilidae	41	16	5
Beraeidae	0	24	0
Leptoceridae	8	0	0
Limnephilidae	32	8	15
Hydroptilidae	16	0	5
Elmidae	96	8	110
Coenagrionidae	1	0	0
Athericidae	0	63	5
Ceratopogonidae	0	8	5
Chironomidae	24	16	0
Empididae	0	8	10
Simuliidae	80	8	0
Tabanidae	0	1	0
Tipulidae	2	6	0
Gammaridae	1072	0	330
Asellidae	160	0	0
Ancylidae	40	0	25
Lymnaeidae	0	66	40
Physidae	8	0	0
Dugesiidae	16	0	0
Erpobdellidae	0	0	15
Lumbricidae	0	48	20
Tubificidae	32	32	10

Tab. 3.20a – Taxa e numero di individui rinvenuti nel campionamento di aprile 2014.

apr-14	BOL5	BOL6	BOL7
Leuctridae	76	34	10
Nemouridae	5	0	2
Heptageniidae	71	12	21
Ephemerellidae	1	15	8
Baetidae	34	120	237
Hydropsychidae	9	15	28
Rhyacophilidae	12	41	8
Limnephilidae	81	47	72
Hydroptilidae	4	1	3
Elmidae	3	14	12
Calopterygidae	0	0	2
Athericidae	0	1	0
Ceratopogonidae	4	3	0
Chironomidae	12	56	34
Limonidae	5	0	4
Simuliidae	2	0	12
Tabanidae	0	1	0
Nepidae	0	0	1
Gammaridae	0	120	89
Asellidae	0	21	2
Ancylidae	5	4	21
Lymnaeidae	4	2	45
Erpobdellidae	0	22	5
Lumbriculidae	2	0	0
Lumbricidae	3	18	25
Tubificidae	0	24	0

Tab. 3.21a – Taxa e numero di individui rinvenuti nel campionamento di luglio 2014.

lug-14	BOL5	BOL6	BOL7
Leuctridae	24	1	2
Nemouridae	0	0	1
Heptageniidae	0	1	0
Ephemerellidae	2	37	68
Ephemeridae	0	0	1
Baetidae	2	36	31
Hydropsychidae	1	2	2
Rhyacophilidae	3	37	12
Beraeidae	0	3	2
Lepidostomatidae	2	0	0
Limnephilidae	0	1	3
Dryopidae	0	0	2
Elmidae	0	4	6
Calopterygidae	0	1	1
Cordulegasteridae	0	0	1
Chironomidae	3	2	23
Empididae	3	0	0
Simuliidae	4	2	5
Tabanidae	0	1	0
Tipulidae	3	0	0
Gerridae	11	0	1
Nepidae	0	0	1
Veliidae	0	0	1
Gammaridae	0	8	21
Asellidae	0	2	4
Ancylidae	1	4	1
Lymnaeidae	3	0	3
Physidae	2	1	0
Dugesidae	0	2	0
Erpobdellidae	1	2	0
Glossiphoniidae	0	11	0
Lumbriculidae	0	13	3
Lumbricidae	7	31	29

Tab. 3.22a – Taxa e numero di individui rinvenuti nel campionamento di ottobre 2014.

ott-14	BOL5	BOL6	BOL7
Leuctridae	9	1	25
Heptageniidae	5	16	60
Ephemerellidae	2	50	249
Ephemeridae	2	0	2
Baetidae	48	240	384
Hydropsychidae	4	88	446
Rhyacophilidae	5	30	113
Philopotamidae	0	4	0
Lepidostomatidae	1	0	26
Leptoceridae	25	3	0
Limnephilidae	0	5	0
Dytiscidae	0	2	0
Elmidae	8	130	301
Calopterygidae	0	1	0
Cordulegasteridae	0	0	4
Anthomyidae	0	0	1
Athericidae	2	1	14
Ceratopogonidae	3	0	0
Chironomidae	36	83	108
Limonidae	3	1	0
Psychodidae	0	3	0
Simuliidae	7	82	72
Tabanidae	0	0	2
Tipulidae	15	4	14
Gerridae	4	0	0
Gammaridae	0	446	864
Asellidae	0	21	0
Ancylidae	0	17	37
Lymnaeidae	1	0	48
Dugesidae	0	36	0
Erpobdellidae	0	72	36
Glossiphoniidae	0	1	0
Lumbriculidae	0	2	24
Lumbricidae	6	13	60
Tubificidae	2	2	0

Tab. 3.23a – Taxa e numero di individui rinvenuti nel campionamento di dicembre 2014.

dic-14	BOL5	BOL6	BOL7
Leuctridae	30	2	42
Nemouridae	3	0	0
Heptageniidae	45	21	51
Baetidae	22	59	102
Hydropsychidae	21	35	12
Rhyacophilidae	15	12	21
Limnephilidae	2	1	12
Elmidae	0	0	5
Athericidae	0	2	2
Ceratopogonidae	4	0	2
Chironomidae	0	2	0
Simuliidae	5	12	14
Gammaridae	25	46	36
Asellidae	12	5	0
Ancylidae	18	5	13
Lymnaeidae	0	15	12
Physidae	3	0	0
Erpobdellidae	0	2	21
Lumbricidae	0	21	5
Tubificidae	0	0	15

Tab. 3.18b – Metriche dell'indice STAR_ICMi e giudizio EQB per il campionamento di ottobre 2013.

SITO	BOL5	BOL6	BOL7	BOL8
ASPT	5,813	4,6	5,526	4,467
Numero totale di Famiglie	22	11	23	19
Numero di famiglie EPT	9	5	8	4
1-GOLD	0,33	0,921	0,643	0,405
Indice di Shannon	2,576	1,549	2,272	1,933
log(SeIPTD+1)	1,477	1,813	1,869	0
numero famiglie BMWP	16	10	19	15
STAR_ICMi	0,771	0,623	0,800	0,442
Classe EQB	2	3	2	4

Tab. 3.19b – Metriche dell'indice STAR_ICMi e giudizio EQB per il campionamento di dicembre 2013.

SITO	BOL5	BOL6	BOL7
ASPT	5,333	5,333	5,273
Numero totale di Famiglie	18	17	15
Numero di famiglie EPT	7	6	5
1-GOLD	0,905	0,442	0,835
Indice di Shannon	1,71	2,484	1,787
log(SeI EPTD+1)	1,69	1,903	1,613
numero famiglie BMWP	18	12	11
STAR_ICMi	0,727	0,734	0,681
Classe EQB	2	2	3

Tab. 3.20b – Metriche dell'indice STAR_ICMi e giudizio EQB per il campionamento di aprile 2014.

SITO	BOL5	BOL6	BOL7
ASPT	5,813	5,5	5,619
Numero totale di Famiglie	18	20	21
Numero di famiglie EPT	9	8	9
1-GOLD	0,889	0,809	0,78
Indice di Shannon	2,093	2,414	2,199
log(SeI EPTD+1)	2,199	1,785	1,982
numero famiglie BMWP	16	16	21
STAR_ICMi	0,845	0,790	0,821
Classe EQB	2	2	2

Tab. 3.21b – Metriche dell'indice STAR_ICMi e giudizio EQB per il campionamento di luglio 2014.

SITO	BOL5	BOL6	BOL7
ASPT	5,267	5,65	6
Numero totale di Famiglie	16	22	24
Numero di famiglie EPT	6	8	9
1-GOLD	0,639	0,733	0,714
Indice di Shannon	2,279	2,329	2,301
log(SeI EPTD+1)	0,602	0,477	0,778
numero famiglie BMWP	15	20	22
STAR_ICMi	0,595	0,669	0,743
Classe EQB	3	3	2

Tab. 3.22b – Metriche dell'indice STAR_ICMi e giudizio EQB per il campionamento di ottobre 2014.

SITO	BOL5	BOL6	BOL7
ASPT	6,375	5,818	6,111
Numero totale di Famiglie	20	27	22
Numero di famiglie EPT	9	9	8
1-GOLD	0,601	0,846	0,869
Indice di Shannon	2,385	2,229	2,242
log(SelePTD+1)	1	1,362	1,886
numero famiglie BMWP	16	22	18
STAR_ICMi	0,767	0,814	0,857
Classe EQB	2	2	2

Tab. 3.23b – Metriche dell'indice STAR_ICMi e giudizio EQB per il campionamento di dicembre 2014.

SITO	BOL5	BOL6	BOL7
ASPT	6,083	5,143	5,538
Numero totale di Famiglie	13	15	16
Numero di famiglie EPT	7	6	6
1-GOLD	0,854	0,763	0,827
Indice di Shannon	2,251	2,185	2,324
log(SelePTD+1)	1,708	1,398	1,82
numero famiglie BMWP	12	14	13
STAR_ICMi	0,778	0,667	0,758
Classe EQB	2	3	2

I risultati relativi all'indice STAR_ICMi di ciascun campionamento hanno portato, per ogni sito, alla definizione dei valori medi dell'indice medesimo, osservabili in tabella 3.24.

I risultati complessivi del biennio sono comparabili a quanto già osservato nel 2013: i siti BOL5 (ramo di monte) e BOL7 (a valle della confluenza tra il ramo di monte e il ramo di fondovalle) presentano un giudizio di stato dell'EQB "buono" (classe 2). Tali siti sono caratterizzati anche da una miglior qualità delle acque rispetto a BOL6, che è risultato in classe "sufficiente".

Tab. 3.24 – Stato dell'elemento di qualità biologica delle comunità macroinvertebrate del torrente Bolletta, nei diversi siti esaminati.

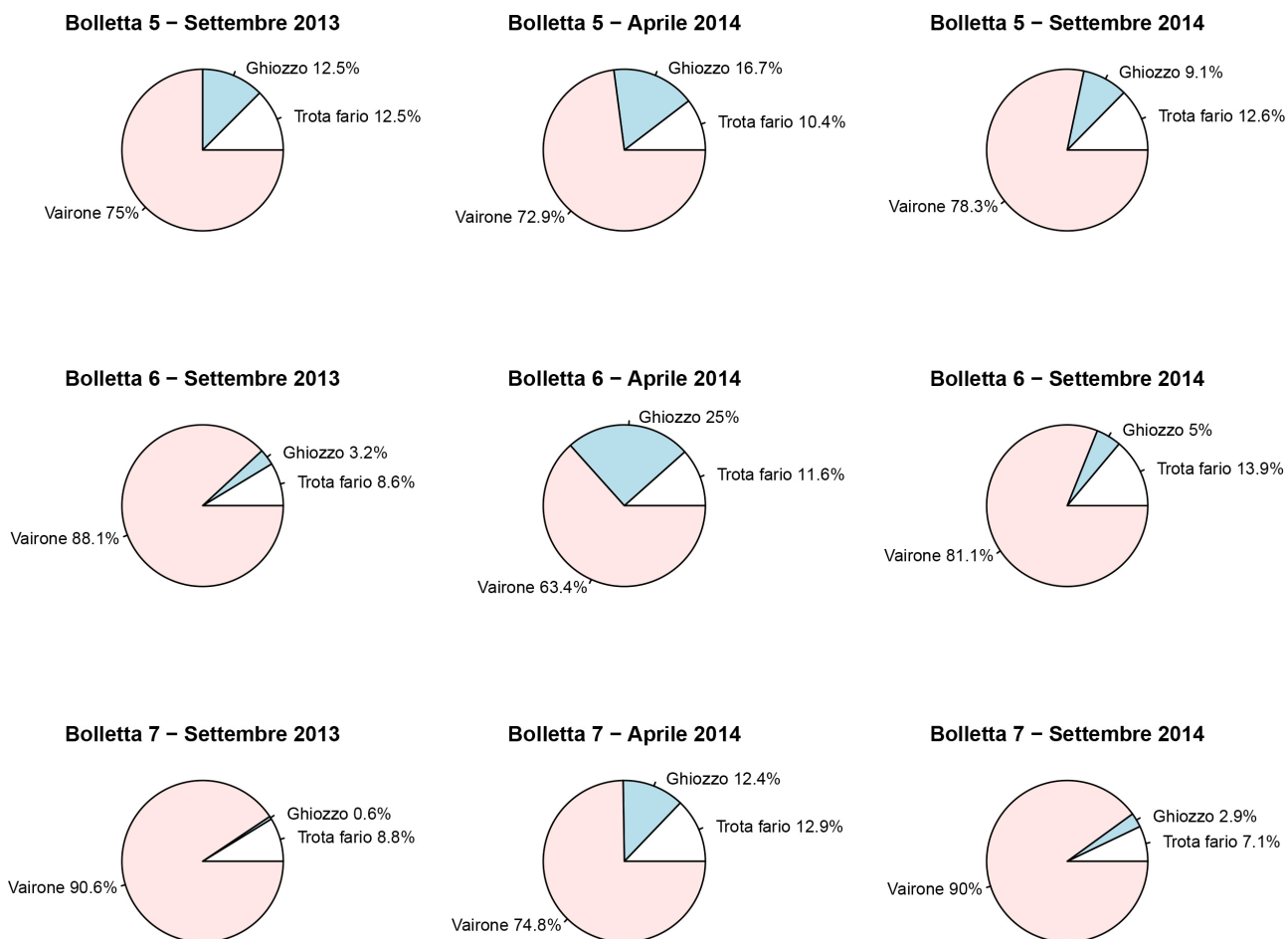
SITO	STAR_ICMi	CLASSE - STATO ECOLOGICO EQB
BOL5	0,747	2 - BUONO
BOL6	0,716	3 - MODERATO
BOL7	0,777	2 - BUONO
BOL8	0,442	4 - SCARSO

3.4 Ittiofauna

Nel corso del 2014 sono proseguiti i monitoraggi della fauna ittica iniziati nel 2013, volti a determinare l'eventuale influenza delle diverse condizioni qualitative e idromorfologiche dei due rami principali (Bolletta montano e fondovalle) del sistema fluviale sulle comunità ittiche. Sono state monitorate, di conseguenza, le stazioni di campionamento prossime alla chiusura di sottobacino per tali rami (BOL5 e BOL6), nonché il sito ubicato a valle della confluenza (BOL7).

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.

Fig. 3.10 – Composizione percentuale delle comunità ittiche nei diversi siti: (a) settembre 2013; (b) aprile 2014; (c) settembre 2014.



Come nel 2013, le comunità sono risultate affini, con la compresenza costante, in ciascun sito, di salmonidi e ciprinidi a deposizione litofila (figura 3.10a,b,c) ossia, rispettivamente, popolazioni di trota fario e vairone. Nel 2014 è risultata in crescita la presenza del ghiozzo in tutti e tre i siti, in particolare per ciò che riguarda il campionamento primaverile (figura 3.12), mentre, rispetto al 2013 (figura 3.11), si osservano sia in primavera (figura 3.12) che in autunno (figura 3.13), popolazioni più strutturate sia di trota fario che di vairone, con la presenza di avannotti dell'anno, giovani e adulti.

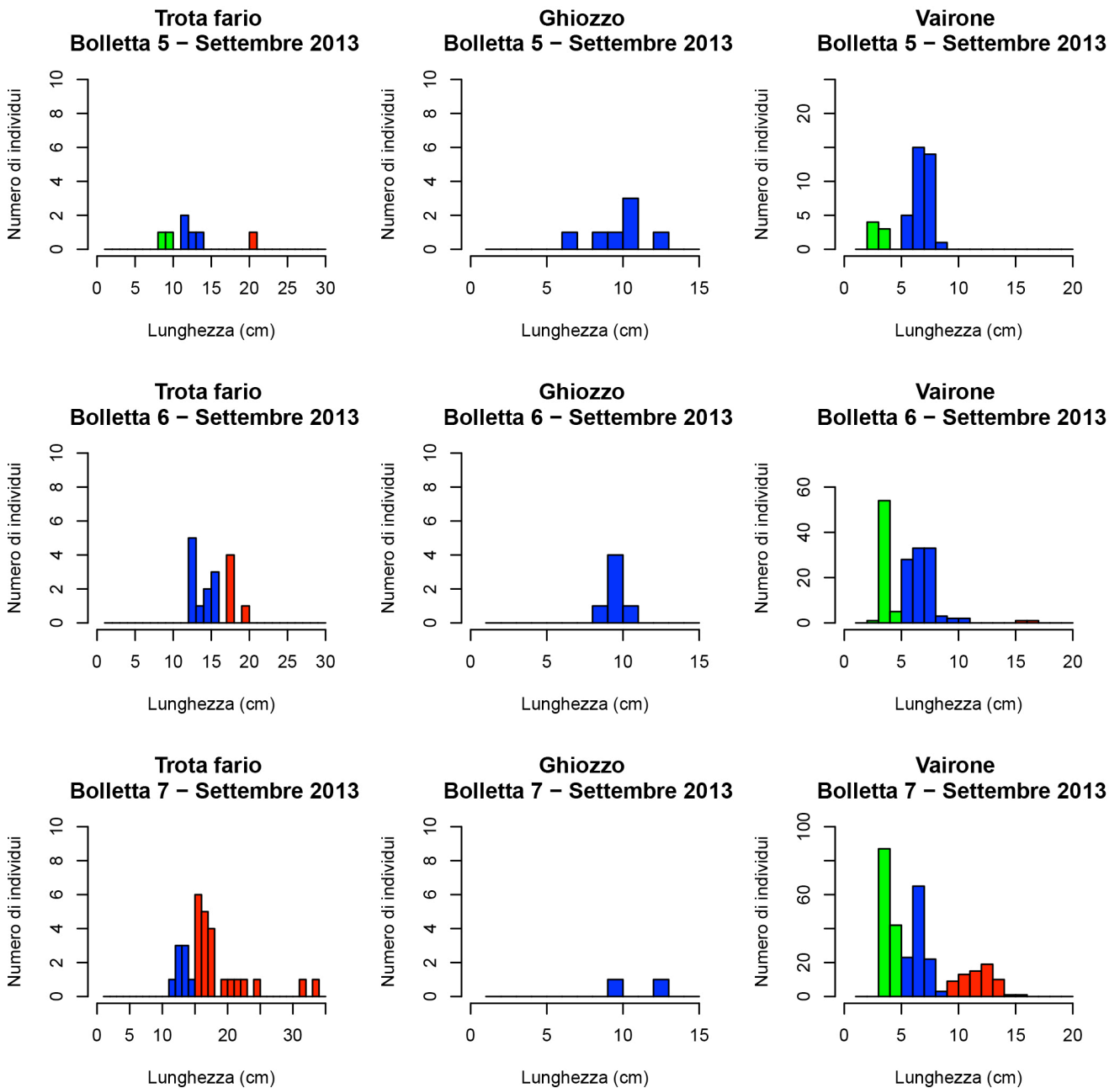


Fig. 3.11 – Distribuzione delle popolazioni ittiche per classi di lunghezza (verde: avannotti dell'anno; blu: esemplari giovani; rosso: adulti) nei diversi siti campionati a settembre 2013.

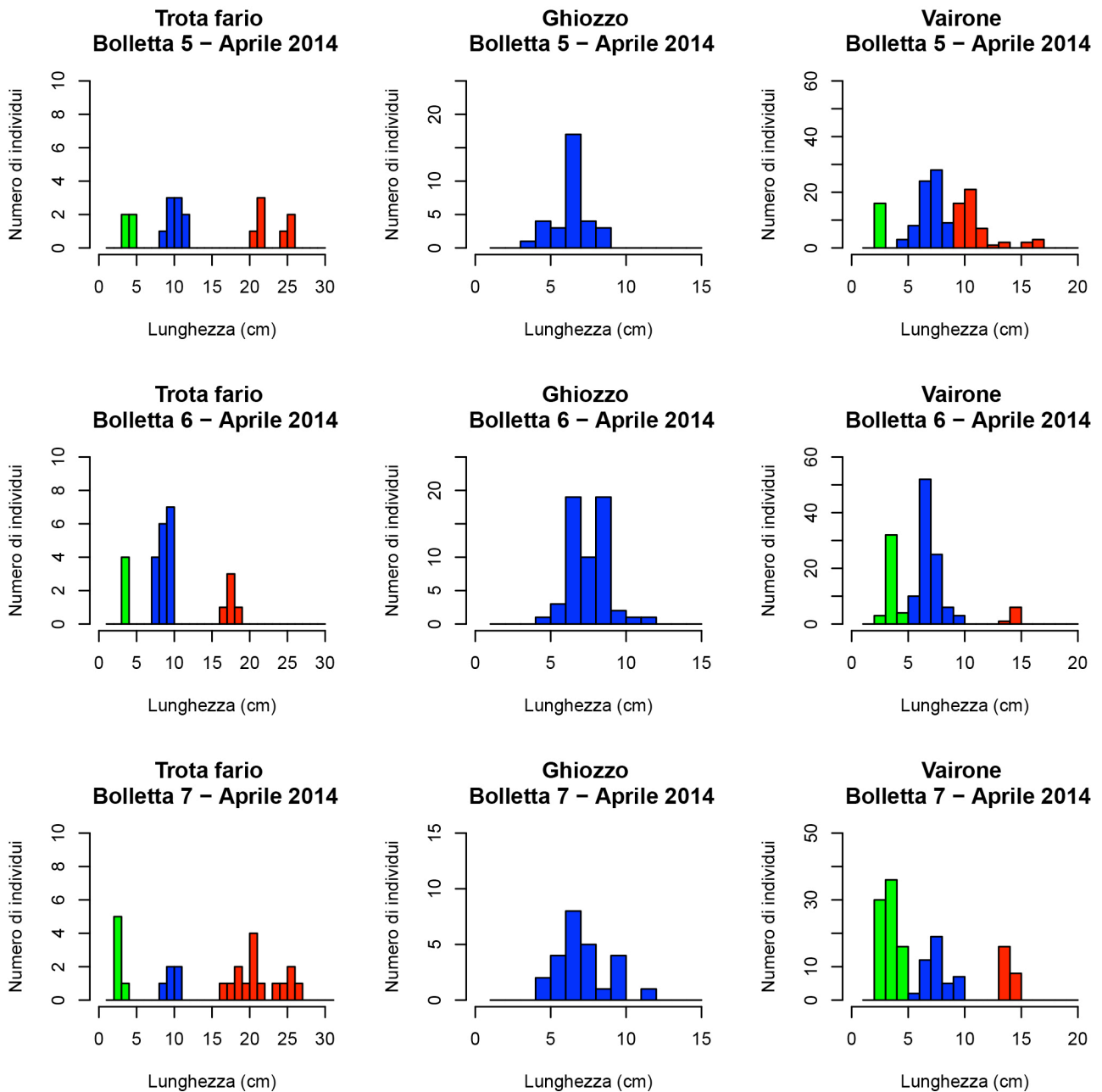


Fig. 3.12 – Distribuzione delle popolazioni ittiche per classi di lunghezza (verde: avannotti dell'anno; blu: esemplari giovani; rosso: adulti) nei diversi siti campionati ad aprile 2014.

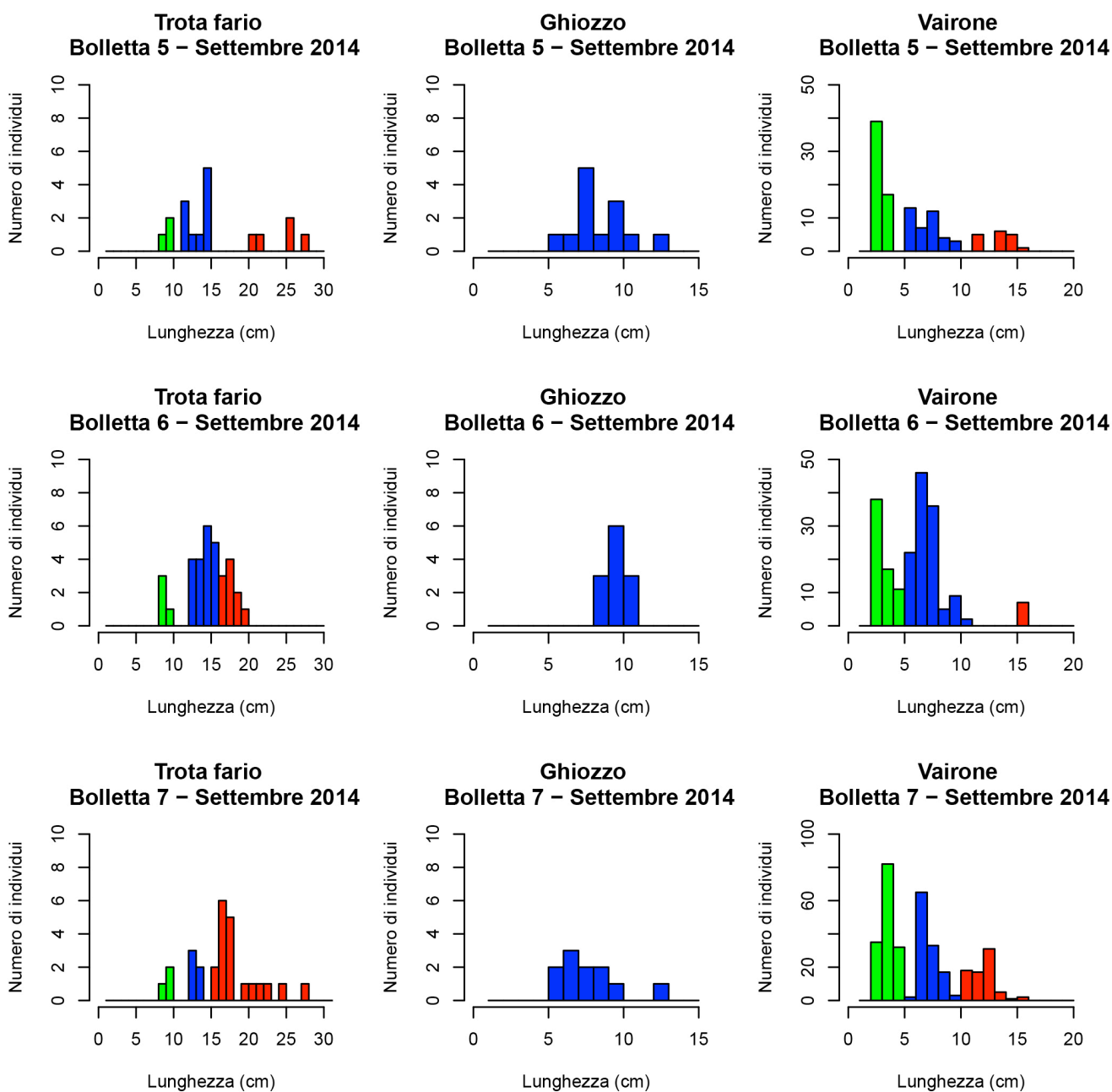


Fig. 3.13 – Distribuzione delle popolazioni ittiche per classi di lunghezza (verde: avannotti dell'anno; blu: esemplari giovani; rosso: adulti) nei diversi siti campionati a settembre 2014.

3.5 Valutazione dello stato ecologico

La valutazione dello stato ecologico dei diversi rami del torrente Bolletta è stata effettuata secondo quanto previsto dal D.M. 260/2010, sulla base del giudizio ottenibile interpolando i due ingressi della tabella 3.25 e considerando i due elementi di giudizio ritenuti più significativi (i macroinvertebrati come Elemento di Qualità Biologica e l'indice LIMeco come elemento chimico-fisico a sostegno).

Tab. 3.25 – 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

La media dei risultati ottenuti nel biennio conferma, sostanzialmente, quanto evidenziato con i primi campionamenti del 2013, con qualche eccezione (tabella 3.26). Come già discusso nel capitolo 3.2, la qualità delle acque della stazione BOL8 è risultata complessivamente inferiore a quella determinata con i soli campionamenti del 2013 e pari a “scarsa” (classe di qualità 4) ma, come si era già evidenziato nella prima relazione annuale, la classe “sufficiente” del sito BOL8 era già, nel 2013, molto prossima, come punteggi, a quella inferiore, e il giudizio determinato sul biennio è, oltretutto, più in accordo con quanto evidenziato attraverso la modellistica fluviale.

Gli altri siti, viceversa, presentano una classificazione del tutto analoga a quanto precedentemente riscontrato, sia per quel che riguarda l'EQB che gli elementi chimico-fisici a supporto. Il ramo montano del Bolletta (sito BOL5) risulta, dunque in classe “buona”, mentre il ramo di fondovalle (BOL6) in classe “sufficiente”. A valle della confluenza, l'apporto di acqua di miglior qualità dal sottobacino montano garantisce la classe “buona”, prima dello scadimento nel tratto terminale già evidenziato.

Tab. 3.26 – Stato ecologico complessivo delle stazioni monitorate sul torrente Bolletta.

	BOL5 chiusura di sottobacino ramo montano	BOL6 chiusura di sottobacino roggia Molinara	BOL7 a monte impianto di depurazione Cuasso	BOL8 Foce
<i>Elementi biologici</i>				
Macroinvertebrati	Buono	Sufficiente	Buono	Scarso*
<i>Elementi chimico-fisici</i>				
LIMeco	Elevato	Sufficiente	Buono	Scarso
Stato Ecologico	Buono	Sufficiente	Buono	Scarso

*un solo campionamento nel 2013, stazione influenzata dalla vicinanza con l'ambiente lentico del Ceresio.

3.6 Valutazione dei carichi inquinanti nei diversi regimi idraulici

Per comprendere con maggior dettaglio le dinamiche occorrenti ai carichi inquinanti addotti al Ceresio dal bacino del torrente Bolletta, sono stati valutati i carichi gravanti in diversi sottobacini e se ne sono osservati gli andamenti al variare del regime idraulico del corso d'acqua.

In particolare, i carichi addotti a lago sono stati scorporati, sulla base delle concentrazioni e delle portate rilevate in alveo in diversi siti di campionamento, in funzione dell'area di provenienza, individuando tre sottobacini principali, come illustrato in figura 3.14: il ramo montano, il ramo di fondovalle e il tratto terminale nella zona di Porto Ceresio.

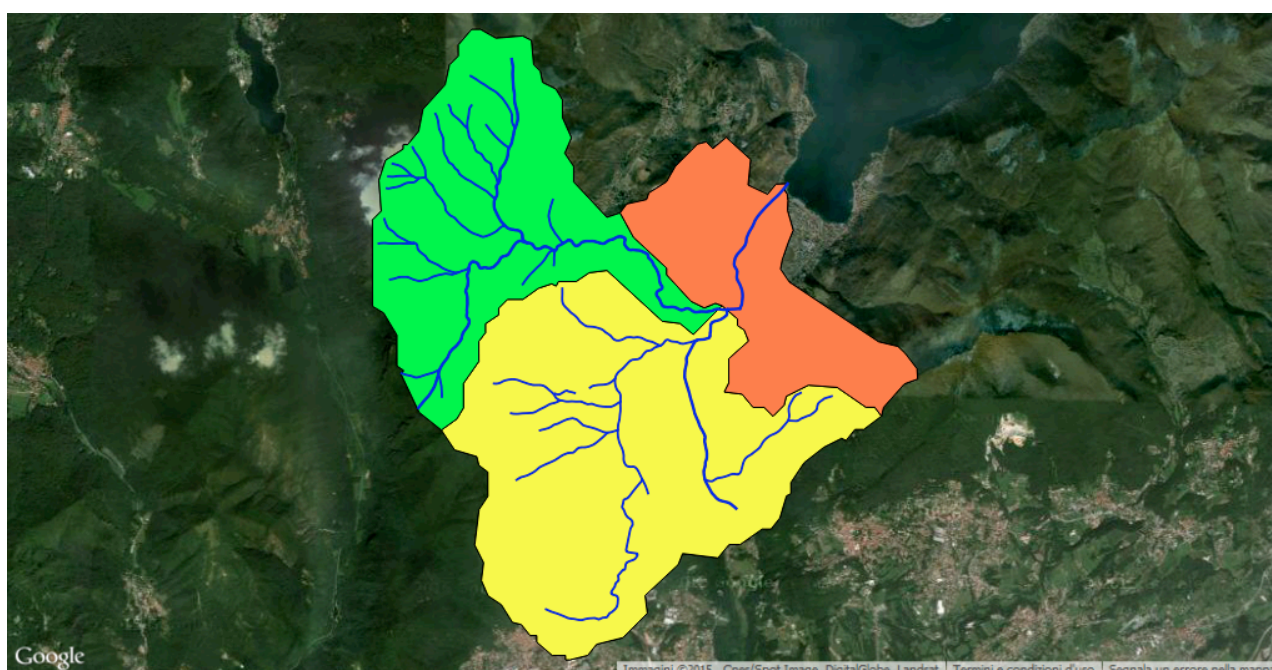


Fig. 3.14 – Sottobacini considerati per l'analisi della provenienza dei carichi inquinanti (verde – ramo montano; giallo – roggia Molinara o ramo di fondovalle; arancione – tratto terminale).

I tre sottobacini sono piuttosto diversi per superficie e per caratteristiche di uso del suolo (figura 3.15). Il ramo di monte è per lo più occupato da aree boschive, prati e incolti, e anche la porzione urbana terminale è collettata fuori dal sottobacino (verso l'impianto di depurazione di Cuasso). Il ramo di fondovalle è più estesamente urbanizzato ed è interessato, seppur in misura minore, da coltivi. Anche in questo secondo caso, una parte delle acque reflue è addotta all'impianto di depurazione di Cuasso, posto più a valle nel sottobacino del tratto terminale del torrente Bolletta. Il terzo sottobacino, di conseguenza, recepisce carichi inquinanti (che vengono addotti al già citato impianto di depurazione di Cuasso) in misura maggiore rispetto a quelli prodotti sulla propria superficie, provenienti sia dagli altri sottobacini che da aree esterne al bacino complessivo, come la restante porzione della città di Porto Ceresio.

Occorre tenere a mente la differenziazione a livello di uso del suolo per comprendere le diverse dinamiche che occorrono alla qualità del corso d'acqua nei diversi regimi idraulici.

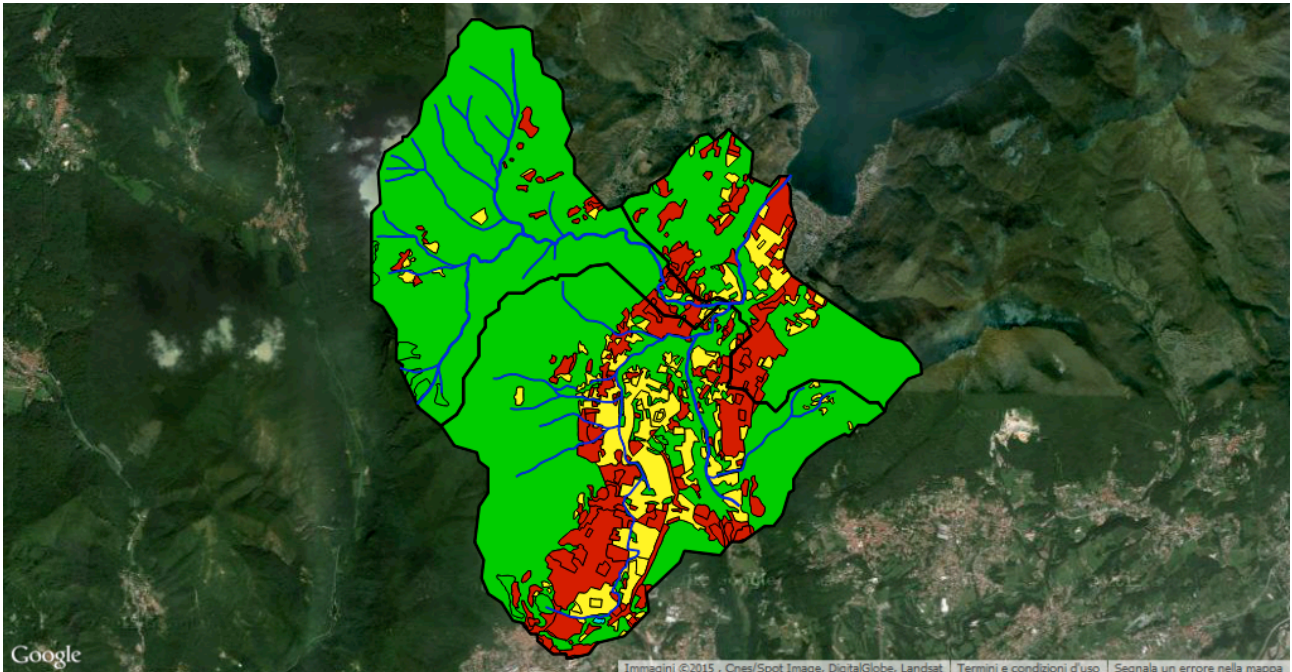


Fig. 3.15 – Uso del suolo nei diversi sottobacini del torrente Bolletta (verde – aree boschive e prative; giallo – aree agricole; rosso – aree urbane).

La media dei dati di concentrazione per alcuni parametri inquinanti, raccolti nel corso dei campionamenti avvenuti in presenza di regimi idraulici diversi, ha consentito, unita alla determinazione delle portate presenti in alveo, di stimare il carico transitante in chiusura di sottobacino per le diverse aree considerate, nonché di determinare il diverso carico addotto a lago. Sono stati valutati i carichi di sostanza organica (espressa come COD), azoto ammoniacale, azoto totale e fosforo totale. L'azoto totale è dato dalla somma di azoto ammoniacale e azoto nitrico e, di conseguenza, può presentare una sottostima legata alla mancata determinazione dell'azoto organico. I carichi riscontrati nei diversi regimi idraulici sono riportati nelle tabelle da 3.27 a 3.30. Il carico a lago non è identico alla somma dei carichi gravanti sui diversi sottobacini poiché è stato stimato incorporando il dato relativo dell'autodepurazione subita dai carichi immessi più a monte.

Tab. 3.27 – Carichi inquinanti in chiusura di sottobacino della roggia Molinara, nei diversi regimi idraulici.

Carico medio MOLINARA	COD (kg/d)	NH4-N (kg/d)	TN (kg/d)	TP (kg/d)
magra	106,7	0,3	42,8	3,7
morbida	232,6	2,3	105,1	5,2
dopo piena	749,5	21,1	245,8	6,3
	dev.st.	dev.st.	dev.st.	dev.st.
magra	74,9	0,4	14,1	2,0
morbida	203,5	0,0	40,7	0,4
dopo piena	838,1	7,2	134,6	1,6

Tab. 3.28 – Carichi inquinanti in chiusura di sottobacino del ramo montano del Bolletta, nei diversi regimi idraulici.

Carico medio BOLLETTA ramo monte	COD (kg/d)	NH4-N (kg/d)	TN (kg/d)	TP (kg/d)
magra	74,6	0,0	12,4	0,3
morbida	191,4	0,2	43,4	0,0
dopo piena	496,9	0,7	111,5	0,4
	dev.st.	dev.st.	dev.st.	dev.st.
magra	90,9	0,0	8,3	0,5
morbida	258,0	0,3	52,8	0,0
dopo piena	675,6	0,9	44,7	0,0

Tab. 3.29 – Carichi inquinanti gravanti sul sottobacino del tratto terminale del torrente, nei diversi regimi idraulici.

Carico medio tratto PORTO CERESIO	COD (kg/d)	NH4-N (kg/d)	TN (kg/d)	TP (kg/d)
magra	104,3	19,0	65,7	20,8
morbida	164,3	3,5	65,3	11,7
dopo piena	429,1	29,7	77,1	4,9
	dev.st.	dev.st.	dev.st.	dev.st.
magra	76,9	37,3	45,7	21,0
morbida	28,2	4,9	24,7	1,3
dopo piena	472,1	12,6	109,0	0,7

Tab. 3.30 – Carichi inquinanti immessi nel Ceresio, nei diversi regimi idraulici.

Carico medio A LAGO	COD (kg/d)	NH4-N (kg/d)	TN (kg/d)	TP (kg/d)
magra	225,0	19,3	112,1	25,5
morbida	527,1	4,9	188,8	15,9
dopo piena	1793,3	49,1	469,2	11,6
	dev.st.	dev.st.	dev.st.	dev.st.
magra	125,3	37,5	36,5	20,8
morbida	398,7	5,7	88,9	2,7
dopo piena	1900,1	3,9	244,3	1,9

Da ultimo, è stata considerata la ripartizione tra il carico proveniente dai due impianti di depurazione più grossi presenti nel bacino (utilizzando come dato il carico stimato in tempo asciutto e nelle condizioni tipiche di esercizio, definito sulla base della modellizzazione del corso d'acqua presentata nella prima relazione annuale) e il resto del carico addotto a lago, evidenziandone la quantità (tabella 3.31).

Tab. 3.31 – Carico prodotto dagli impianti di depurazione nelle condizioni tipiche di esercizio e carico addotto a lago proveniente da altre fonti, nei diversi regimi idraulici.

Regime idraulico	Fonte	COD (Kg/d)	N-NH4 (Kg/d)	TN (Kg/d)	TP (Kg/d)
MAGRA	Depuratore di Arcisate	56	8,2	32,1	8,8
	Depuratore di Cuasso	177,3	14,2	73,4	22
	Altro	225	19,3	112,1	25,5
MORBIDA	Depuratore di Arcisate	56	8,2	32,1	8,8
	Depuratore di Cuasso	177,3	14,2	73,4	22
	Altro	527,1	4,9	188,8	15,9
PIENA	Depuratore di Arcisate	56	8,2	32,1	8,8
	Depuratore di Cuasso	177,3	14,2	73,4	22
	Altro	1793,3	49,1	469,2	11,6

La visualizzazione grafica dei dati raccolti e dei carichi stimati consente di valutare meglio l'andamento nelle diverse condizioni per ciascuna sostanza. L'apporto di COD a lago è molto maggiore (circa un ordine di grandezza, nonostante la notevole incertezza data dalla variabilità maggiore del dato) in presenza di precipitazioni e con il regime idraulico del Bolletta superiore a 1,5 m³/s alla foce, indice dell'avvenuto passaggio di colmi di piena (figura 3.16). L'incremento riguarda tutti i sottobacini, incluso il ramo di monte del Bolletta, con percentuali di ripartizione per sottobacino (figura 3.17) sostanzialmente analoghe.

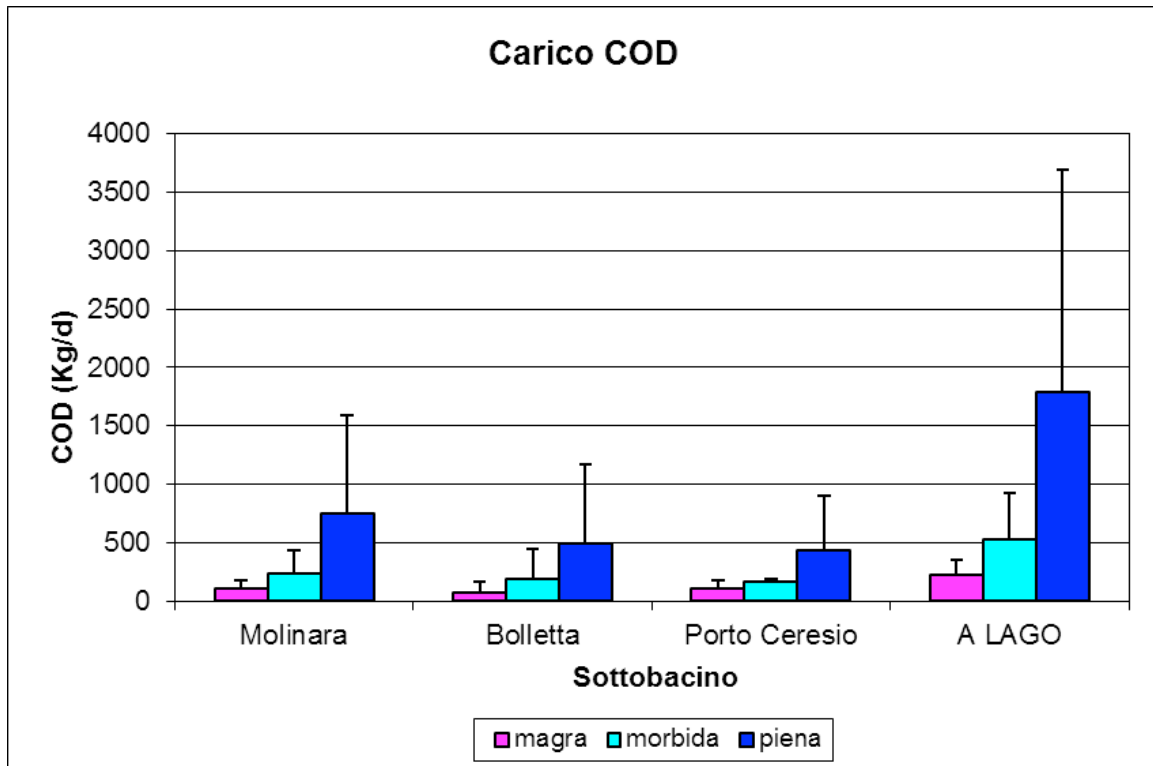


Fig. 3.16 – Carico di COD nei diversi sottobacini e a lago, al variare delle condizioni idrauliche.

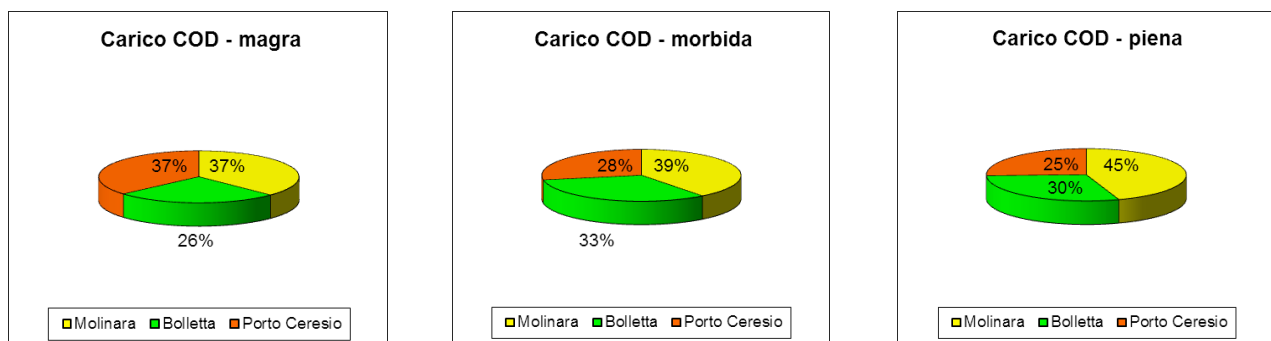


Fig. 3.17 – Ripartizione percentuale tra sottobacini della provenienza del carico di COD, nei diversi regimi idraulici.

Se ne deduce che il maggior apporto di sostanza organica, all'aumentare della portata in alveo, ha origini diffuse, con il dilavamento del suolo e l'apporto in alveo per ruscellamento superficiale. Il contributo relativo degli impianti di depurazione, di conseguenza, si riduce all'aumentare della portata (figura 3.18).

L'elevata variabilità del dato riscontrata per il solo regime idraulico di piena può essere imputabile alla diversa stagione o alla distanza temporale tra il colmo di piena e la raccolta del campione.

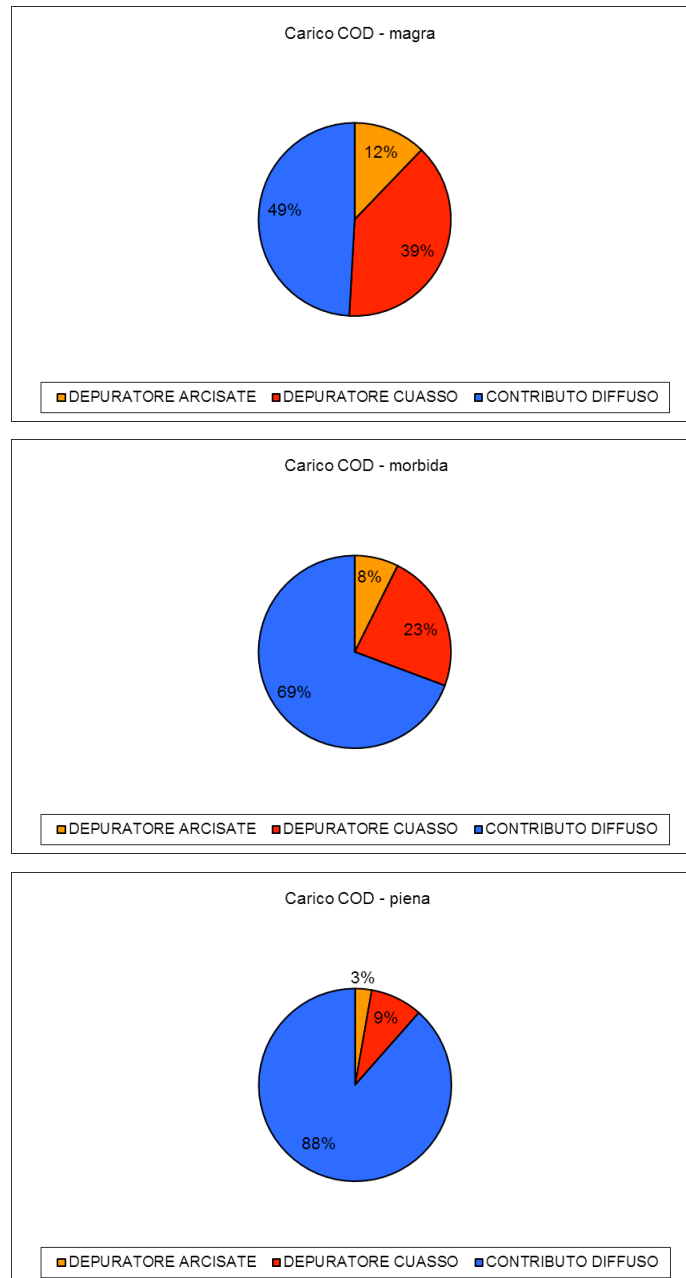


Fig. 3.18 – Contributo relativo degli impianti di depurazione al carico complessivo di COD.

Le dinamiche del carico di azoto ammoniacale, viceversa, coinvolgono per lo più solo i due sottobacini che presentano estese superfici urbanizzate e la presenza di impianti di depurazione, con le infrastrutture di collettamento connesse.

In questo caso, i carichi più consistenti di azoto ammoniacale sono stati rinvenuti in tempo asciutto (regime di magra) e dopo le piene, in presenza delle portate maggiori (figura 3.19). Occorre notare, tuttavia, come il carico di azoto ammoniacale in regime di magra, peraltro estremamente variabile, sia correlabile nella sua quasi totalità con il sottobacino del tratto terminale del corso d'acqua (figura 3.20). Le caratteristiche di tale tratto terminale, già ampiamente discusse sia nella prima relazione annuale che in precedenza nel presente rapporto, portano a ritenere che le immissioni variabili in tempo asciutto siano verosimilmente imputabili al malfunzionamento dell'impianto di depurazione di Cuasso o delle opere di collettamento ad esso connesse, e di conseguenza il "contributo diffuso" visibile nel primo dei grafici in figura 3.21 è, in realtà, ascrivibile in buona parte all'impianto stesso.

In tempo di piena, invece, è osservabile un incremento del carico di azoto ammoniacale sia per ciò che riguarda il tratto terminale che per la roggia Molinara, ma non per il ramo di monte del Bolletta. Un andamento di questo tipo è compatibile con l'azione degli sfioratori di piena data da un eccesso di portata nelle condutture fognarie e, più in generale, dallo sversamento di liquami non trattati in ambito urbano.

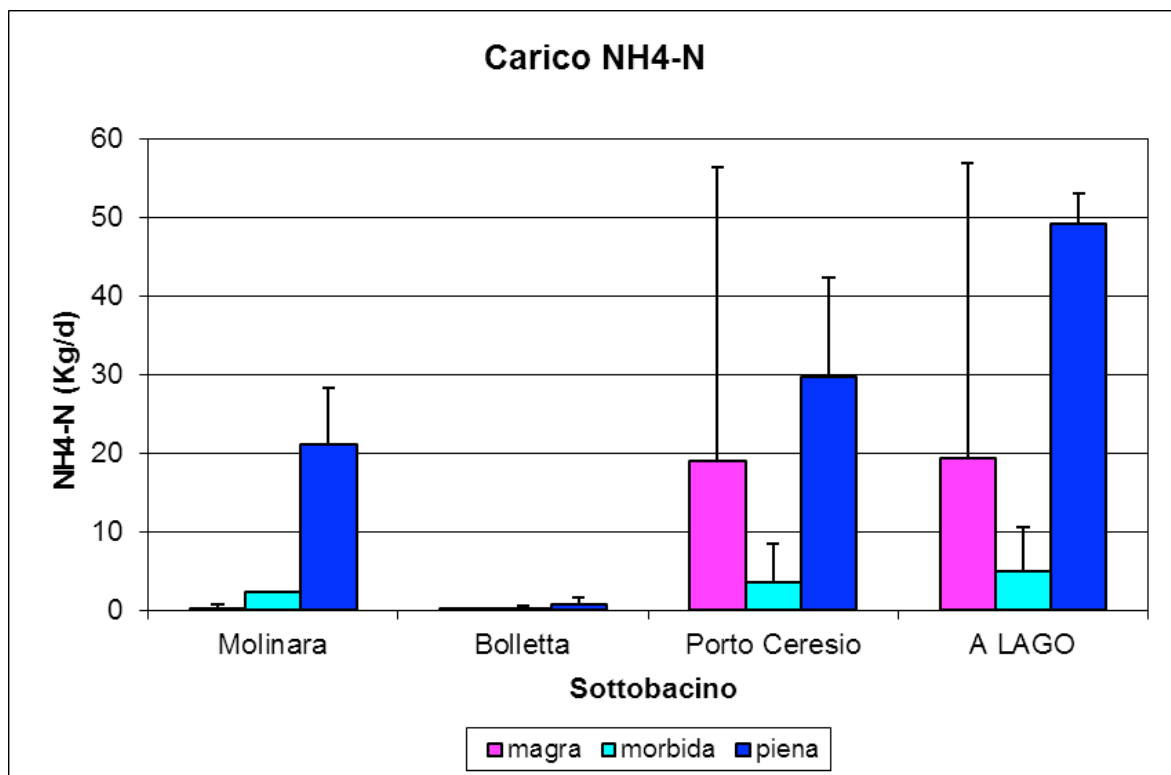


Fig. 3.19 – Carico di azoto ammoniacale nei diversi sottobacini e a lago, al variare delle condizioni idrauliche.

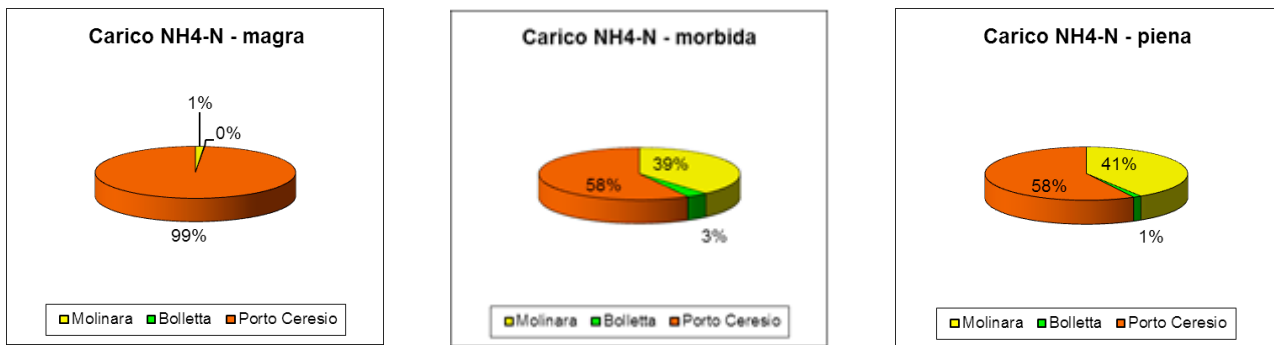


Fig .3.20 – Ripartizione percentuale tra sottobacini della provenienza del carico di azoto ammoniacale, nei diversi regimi idraulici.

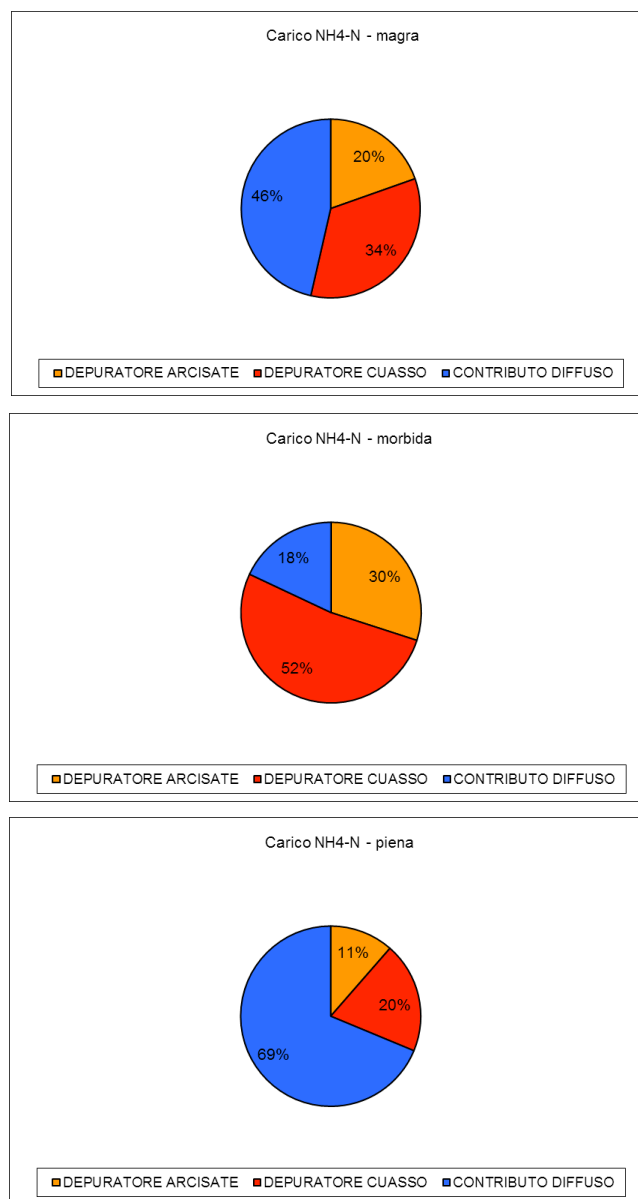


Fig. 3.21 – Contributo relativo degli impianti di depurazione al carico totale di azoto ammoniacale.

Il carico di azoto totale è costituito per lo più da azoto in forma nitrica, che è addotto al corso d'acqua in misura molto maggiore (circa un ordine di grandezza) rispetto all'azoto ammoniacale. Tenuto conto del particolare andamento del carico di azoto ammoniacale, già commentato in precedenza, è possibile osservare come l'azoto totale venga addotto nei diversi sottobacini in quantità direttamente proporzionali alla portata (figura 3.22). E', inoltre, opportuno osservare in figura 3.23 come la percentuale proveniente dal sottobacino della roggia Molinara (dal 36% al 56%) e dal sottobacino del ramo di monte del torrente Bolletta (dal 10% al 26%) aumenti man mano che il regime idraulico è indice dell'avvenuto manifestarsi di precipitazioni intense e, conseguentemente, di un notevole ruscellamento superficiale.

L'incremento del carico complessivo di azoto, di conseguenza, è ascrivibile ad apporti diffusi non direttamente correlabili alla presenza di aree urbane o di opere di collettamento e depurazione ma, anzi, alla presenza di aree vegetate e attività agricole. In conseguenza di ciò, il contributo relativo degli impianti di depurazione si riduce (dalla metà in regime di magra, ad un terzo in regime di morbida, ad un quinto del totale a seguito delle piene) all'aumentare della portata.

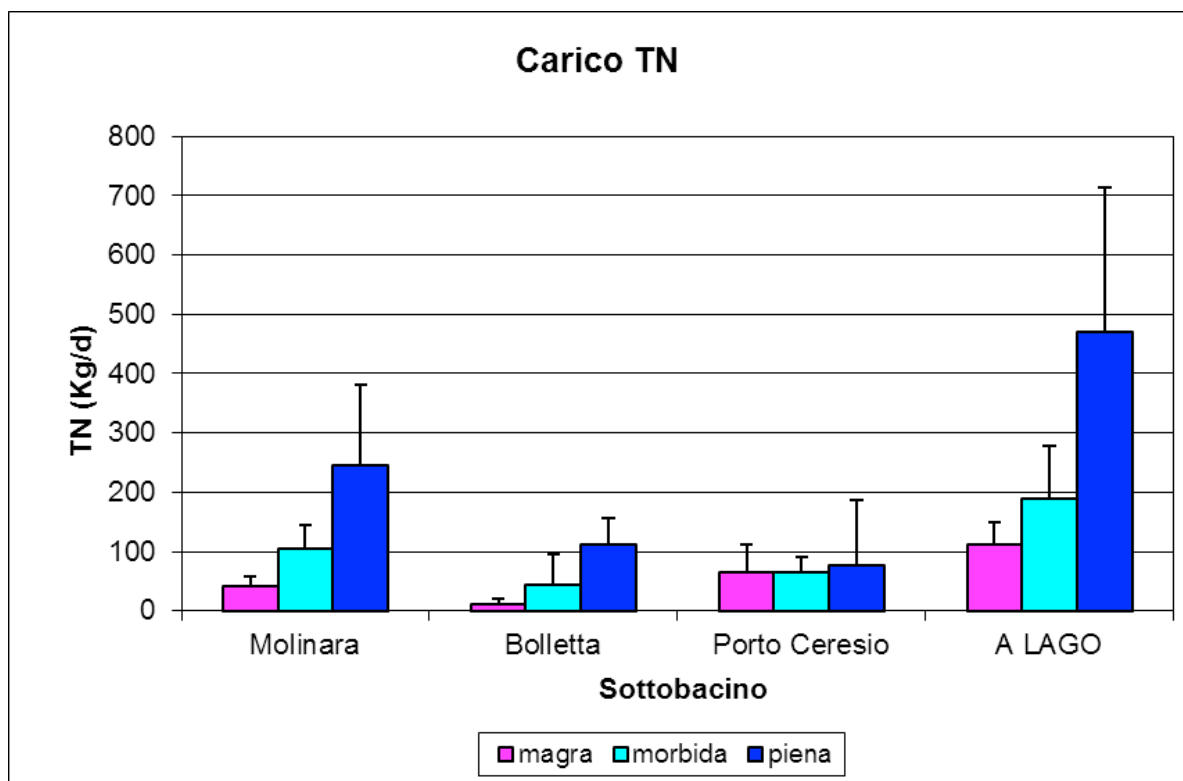
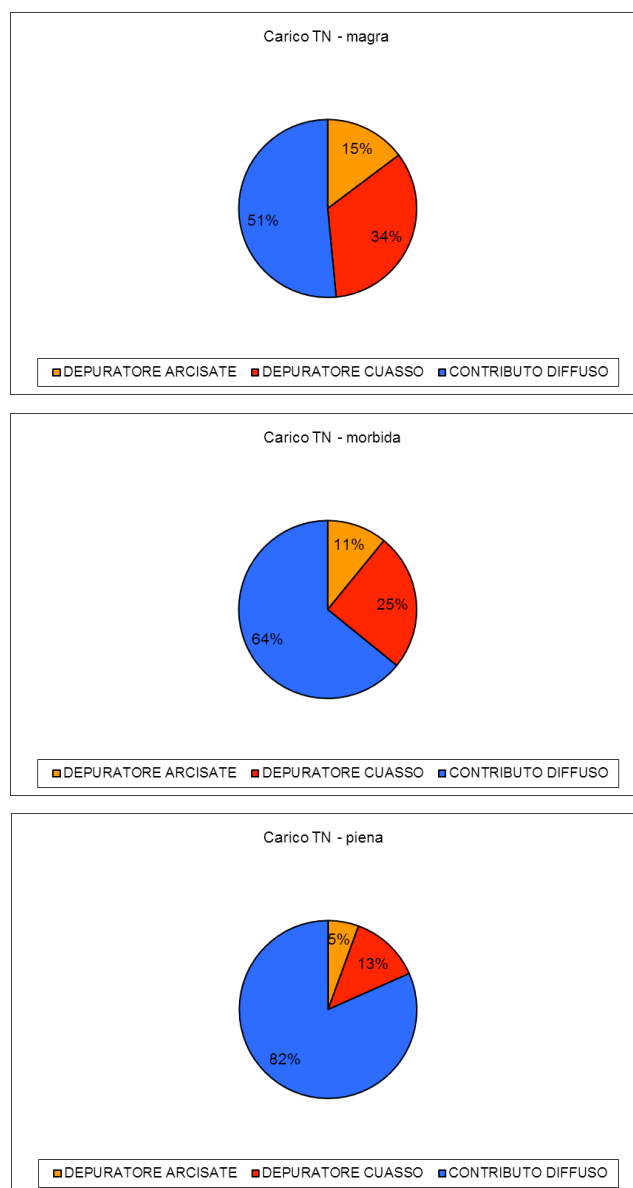
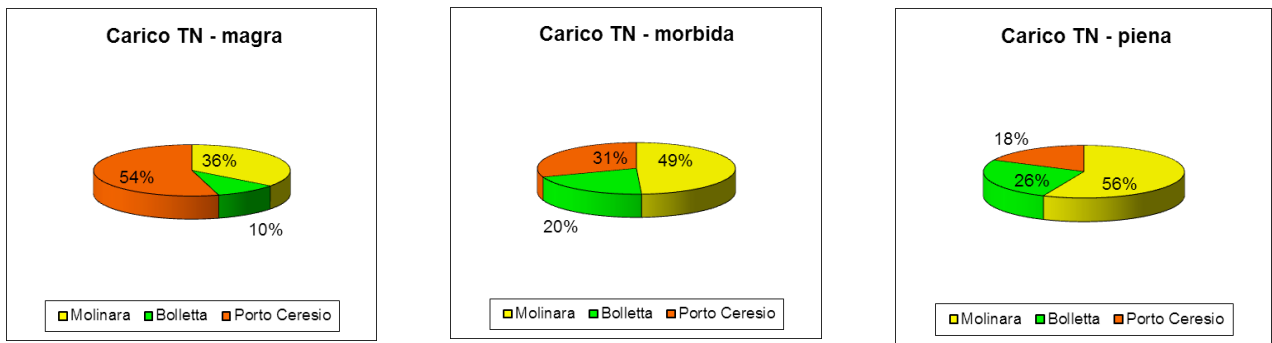


Fig. 3.22 – Carico di azoto totale nei diversi sottobacini e a lago, al variare delle condizioni idrauliche.



Per quel che riguarda il fosforo totale, si osservano dinamiche inverse rispetto agli altri carichi analizzati. In particolare, risulta maggiore il carico addotto a lago in tempo asciutto, con il torrente in regime di magra (figura 3.25), e questo nonostante il contributo del sottobacino della roggia Molinara aumenti sia in termini di quantità assoluta che, conseguentemente, in termini relativi (dal 15% al 55% - figura 3.26) all'aumentare della portata. Ciò non si riflette in un incremento complessivo del carico poiché la maggior parte del carico in tempo asciutto grava sul tratto terminale del torrente, dove si osservano le immissioni più consistenti.

L'elevata variabilità del dato riscontrato nel sottobacino di Porto Ceresio con il torrente Bolletta in regime di magra lascia supporre che, come nel caso dell'azoto ammoniacale, gli apporti maggiori si originino per una non efficiente depurazione dei reflui convogliati all'impianto di depurazione di Cuasso. In generale, l'impianto di Cuasso risulta fornire un contributo maggioritario in termini di carico di fosforo gravante sul bacino, anche in considerazione del fatto che, sulla base di quanto rilevato in precedenza, una parte del "carico diffuso" riscontrabile in tempo asciutto è comunque ascrivibile al sistema di collettamento e depurazione a cui l'impianto afferisce (figura 3.27).

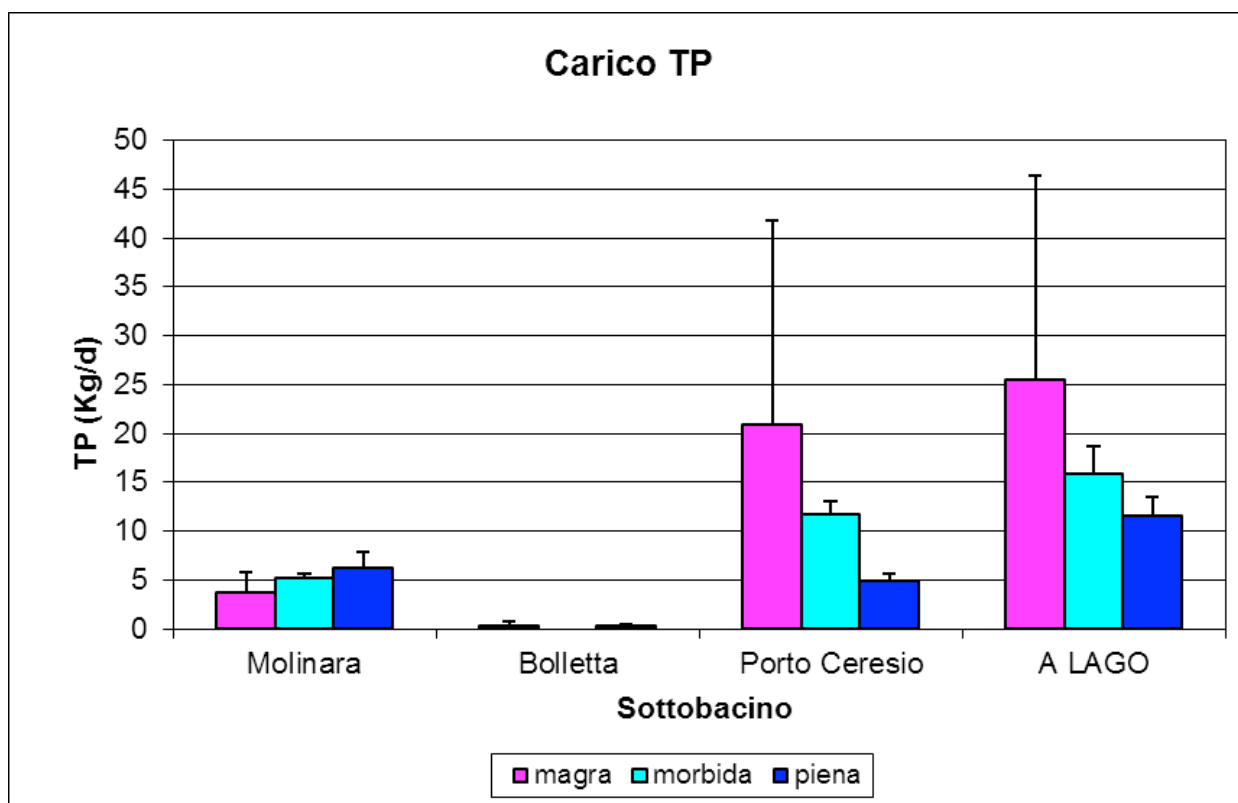
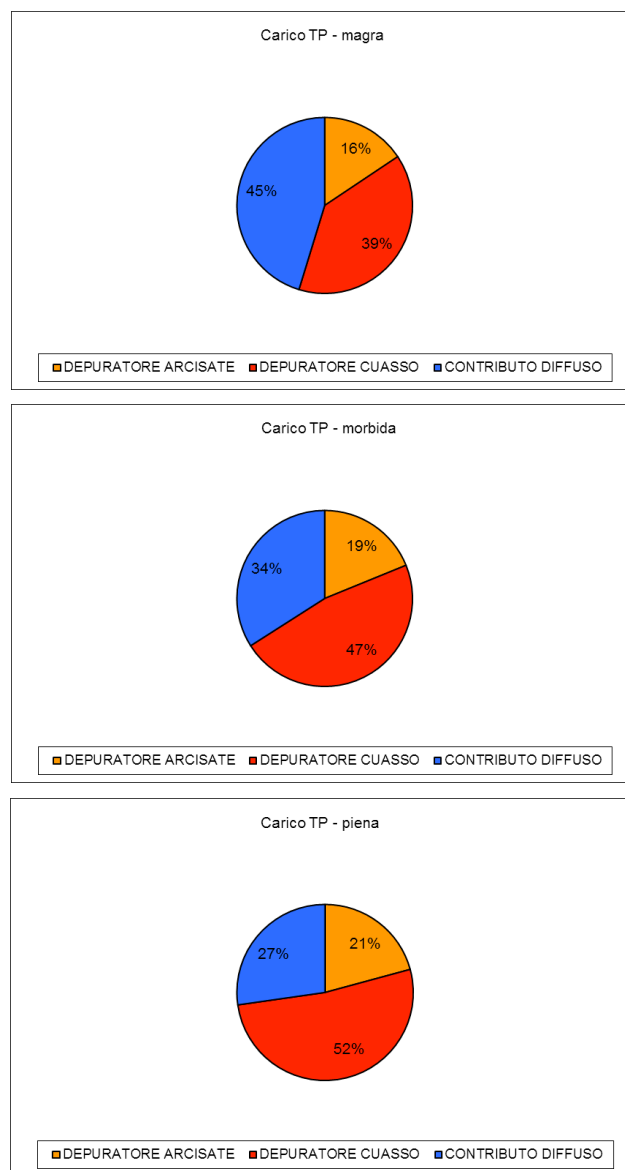
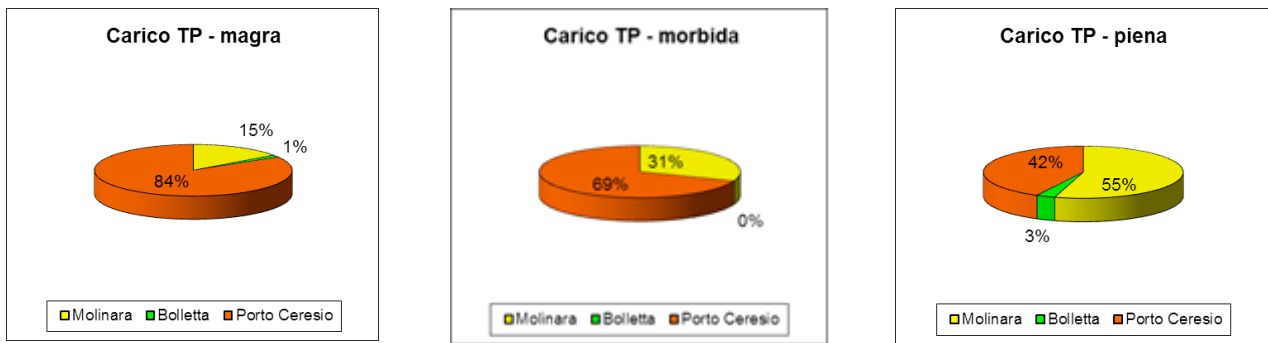


Fig. 3.25 – Carico di fosforo totale nei diversi sottobacini e a lago, al variare delle condizioni idrauliche.



3.7 Conclusioni

L'analisi dei dati raccolti nel corso del 2014 all'interno del bacino del Bolletta conferma, sostanzialmente, le evidenze raccolte nel corso del primo anno della ricerca. In particolare, si è osservato come la qualità delle acque e gli Elementi di Qualità Biologica (con particolare riferimento all'analisi delle comunità invertebrate) siano concordi nel tratteggiare le condizioni dei diversi rami che compongono il reticolo idrico superficiale del Bolletta, ed evidenzino le medesime criticità emerse dalla modellizzazione del regime di magra presentata nel rapporto 2013.

In tal senso, le criticità maggiori rimangono quelle legate alla presenza degli scarichi dei due impianti di depurazione di Arcisate e Cuasso al Monte. L'impianto di Arcisate, tuttavia, produce una criticità elevata solo localmente (sospingendo il giudizio di qualità LIMeco verso lo stato "cattivo", il peggiore), a causa dello scarso potere diluente del recettore, con un successivo recupero da parte della roggia Molinara fino alla classe "sufficiente", per autodepurazione, e "buona" in seguito all'apporto di acque pulite da parte del ramo montano del Bolletta. Il valore medio degli indici di qualità biologica rilevati per i diversi rami del torrente confermano la stessa tendenza. L'impianto di Cuasso, viceversa, data la prossimità con il Ceresio produce una criticità a livello di bacino poiché, oltre allo scadimento del tratto terminale del torrente Bolletta alla classe "scadente" si aggiunge l'immissione di consistenti carichi inquinanti a lago.

I carichi complessivi medi giornalieri e annuali veicolati a lago per i principali macrodescrittori sono presentati in tabella 3.32.

Tab. 3.32 – Carichi giornalieri e annui dei principali macrodescrittori recapitati a lago dal torrente Bolletta

	COD	NH₄-N	TN	TP
Carico medio giornaliero in tempo asciutto modellizzato (kg/d)	450	15	125	25
Carico medio giornaliero 2013 (Kg/d)	510,1	15,4	180,7	19,8
Carico medio giornaliero 2014 (Kg/d)	767,5	18,4	240,1	16,8
Carico medio giornaliero nel biennio (Kg/d)	638,8	16,9	210,4	18,3
Carico medio annuo 2013 (T/y)	186,2	5,6	66,0	7,2
Carico medio annuo 2014 (T/y)	280,1	6,7	87,6	6,1
Carico medio annuo nel biennio (T/y)	233,2	6,2	76,8	6,7

Tra questi, l'azoto totale e il COD aumentano, in presenza di precipitazioni e regimi idraulici di morbida e piena, per apporto diffuso e non strettamente correlato con il sistema di collettamento e trattamento delle acque delle aree urbane. Gli apporti in tempo asciutto e, per quel che riguarda l'azoto ammoniacale e il fosforo totale, anche in condizioni di morbida e di coda delle piene, presentano, invece, una relazione maggiore con il sistema di collettamento e di depurazione

(includendo l'azione degli scolmatori di piena, il *bypass* degli impianti di depurazione e gli scarichi di effluente trattato), con particolare riferimento a quello di Cuasso al Monte.

Il confronto dei carichi stimati nel presente lavoro con i dati disponibili in letteratura per il torrente Bolletta (tabella 3.33) evidenzia molte somiglianze e alcune differenze.

Tab. 3.33 - Carichi annui dei principali macrodescrittori recapitati a lago dal torrente Bolletta in diverse fonti di letteratura.

	Stima modellistica carico annuo (Ferrario, 2009)	Carico annuo a lago, 2012	Carico annuo a lago, 2013
BOD₅ (T/y)	n/a	95	n/a
TN (T/y)	141,6	94	120
TP (T/y)	6,52	8,0	8,1

Il carico di COD medio annuo, pari a circa 233 tonnellate, risulta in linea con il carico di BOD₅ stimato nelle relazioni annuali sugli aspetti limnologici del Ceresio redatte nell'ambito delle ricerche CIP AIS nel 2012 e nel 2013, tenendo conto che, normalmente il BOD₅ rappresenta da un terzo alla metà del COD negli effluenti depurati e, più in generale, negli ambienti lotici che ricevono apporti di sostanza organica di origine antropica.

Allo stesso modo, il carico di fosforo totale risulta comparabile con le stime effettuate utilizzando alcuni modelli di simulazione in una tesi di laurea redatta all'Università dell'Insubria (Ferrario, 2009) e solo leggermente inferiore al carico stimato nelle sopraccitate relazioni annuali redatte in ambito CIP AIS. Occorre, altresì, notare come il carico stimato in tempo asciutto nel precedente rapporto con l'utilizzo della modellizzazione fluviale (circa 8 T/anno) sia in linea con quanto determinato nei rapporti limnologici.

Il carico di azoto totale stimato nel presente lavoro, viceversa, risulta significativamente inferiore (77 T/anno circa, contro un carico compreso tra 94 e 142 T/anno circa a seconda della fonte) a quanto riscontrato in letteratura. Il fatto che nel computo dei carichi nella presente elazione non sia stato considerato l'azoto organico non sembra sufficiente a spiegare la differenza.

Al di là delle discrepanze, tuttavia, si ritiene che la presente relazione aggiunga un tassello importante per la comprensione dell'*origine* dei carichi, in termini geografici (sottobacini di provenienza), climatici (andamenti in presenza di regimi idraulici differenti) e delle diverse fonti d'impatto.

4. TORRENTE BOESIO E FIUME BARDELLO

4.1 Premessa

In questa relazione tratteremo nello stesso capitolo il torrente Boesio e il fiume Bardello. La metodologia di analisi dati che verrà utilizzata per comprendere gli andamenti della comunità in relazione con lo scadimento della chimica delle acque e con la banalizzazione idromorfologica dell'alveo sarà identica per entrambi i corsi d'acqua. Vista la complessità delle relazioni che intercorrono tra la struttura delle comunità biologiche e le variabili ambientali al contorno, si ritiene utile analizzare l'intero dataset prodotto solo al termine del periodo di monitoraggio previsto dal programma tecnico. La raccolta di quanti più dati possibili prima dell'analisi finale potrà favorire una corretta interpretazione delle dinamiche ecologiche che si osservano nei corsi d'acqua presi in esame. Un'analisi dati parziale, al contrario, potrebbe portare a conclusioni statisticamente deboli e potenzialmente fuorvianti.

4.2 Qualità delle Acque

Torrente Boesio

Con i valori dei macrodescrittori raccolti nelle quattro stazioni di campionamento della qualità dell'acqua (Tabelle 4.1 e 4.2) 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 3.2 (torrente Bolletta - tabelle 3.5 e 3.6).

Tab 4.1 - Parametri chimici, fisici e microbiologici – Anno 2014. In tabella sono indicate medie e deviazioni standard.

Sito	T (°C)	DO (mg/l)	DO %	Cond. (μ S/cm)	pH	COD (mg/l)	NH4-N (mg/l)	NO3-N (mg/l)	TP (mg/l)	E. coli UFC/100ml
1	11,9 \pm 2,3	10,03 \pm 1,56	98,5 \pm 12,3	352 \pm 25	8,0 \pm 0,3	9 \pm 5	0,050 \pm 0,049	1,835 \pm 0,434	0,111 \pm 0,199	19 \pm 18
2	11,9 \pm 2,4	10,16 \pm 1,28	97,7 \pm 11,8	552 \pm 89	8,0 \pm 0,4	8 \pm 3	0,108 \pm 0,044	3,733 \pm 1,015	0,377 \pm 0,415	1164 \pm 1018
4	13,0 \pm 2,9	11,20 \pm 1,15	108,3 \pm 11,4	510 \pm 82	8,2 \pm 0,5	13 \pm 1	0,035 \pm 0,013	3,526 \pm 0,838	0,161 \pm 0,102	1786 \pm 3243
5	13,3 \pm 2,7	11,12 \pm 1,81	112,4 \pm 16,6	594 \pm 68	8,2 \pm 0,5	11 \pm 7	0,180 \pm 0,126	3,465 \pm 0,597	0,177 \pm 0,085	963 \pm 824

Tab. 4.2 - Punteggi LIMeco relativi alle quattro stazioni di campionamento per l'anno 2014.

Sito	Località	Apr 14	Ago 14	Ott 14	Dic 14	Media	Classe
1	Casalzuigno	0,813	0,813	0,375	0,625	0,656	2
2	Brenta	0,375	0,469	0,313	0,438	0,398	3
4	Cittiglio	0,281	0,656	0,313	0,531	0,445	3
5	Laveno foce	0,375	0,375	0,313	0,281	0,336	3

L'andamento dei parametri chimico-fisici e microbiologici mostra un calo della qualità dell'acqua nella stazione 2, 4 e 5, con scadimenti dell'indice LIMeco fino alla classe 3, principalmente dovuti all'innalzamento della concentrazione di nitrati.

Gli elevati carichi di nitrati veicolati alla foce (Tabella 4.3) possono essere ricondotti agli apporti di reflui trattati degli impianti di depurazione di Casalzuigno e di Laveno.

Tab. 4.3 - 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	753,6	25,9	462,9	17,3

Torrente Bardello

Con i valori dei macrodescrittori raccolti nelle cinque stazioni di campionamento della qualità dell'acqua (Tabelle 4.4 e 4.5) 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. Anche in questo caso per le tabelle di riferimento per la determinazione del valore dell'indice LIMeco si rimanda al paragrafo 3.2 (torrente Bolletta - tabelle 3.5 e 3.6).

Tab 4.4 - Parametri chimici, fisici e microbiologici – Anno 2014. 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	16,7 ± 5,7	8,28 ± 2,40	76,1 ± 37,5	284 ± 13	8,3 ± 0,4	11 ± 0	0,247 ± 0,223	2,133 ± 1,558	0,045 ± 0,039	70 ± 80
2	15,8 ± 5,7	9,10 ± 0,55	94,3 ± 6,3	326 ± 41	8,0 ± 0,5	12 ± 1	0,297 ± 0,227	1,545 ± 0,851	0,020 ± 0,010	1660 ± 2025
3	15,9 ± 5,7	9,9 ± 0,48	101,4 ± 5,8	350 ± 15	8,1 ± 0,3	10 ± 1	0,352 ± 0,102	0,970 ± 0,519	0,020 ± 0,017	2460 ± 2735
4	15 ± 6,1	10,6 ± 0,97	115,3 ± 5,3	391 ± 34	8,1 ± 0,2	10 ± 2	0,118 ± 0,071	1,011 ± 0,291	0,034 ± 0,034	948 ± 553
5	16,1 ± 5,8	8,46 ± 0,77	90,6 ± 9,4	356 ± 19	8,3 ± 0,2	9 ± 1	0,326 ± 0,138	0,967 ± 0,192	0,037 ± 0,033	3980 ± 367

Tab. 4.5 - Punteggi LIMeco relativi alle cinque stazioni di campionamento per l'anno 2014.

Sito	Località	Apr 14	Ago 14	Ott 14	Dic 14	Media	Classe
1	Gavirate	0,281	0,375	0,59375	0,1875	0,359	3
2	Besozzo	0,625	0,656	0,75	0,40625	0,609	2
3	Brescia canale	0,563	0,625	0,59375	0,75	0,633	2
4	Brescia	0,531	0,563	0,4375	0,5	0,508	2
5	Brescia foce	0,625	0,500	0,28125	0,625	0,508	2

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 "buono", con uno scadimento al livello di "sufficiente" nel sito 1. Il peggioramento della qualità nel sito 1 è imputabile alle elevate concentrazioni medie di azoto nitrico e fosforo totale.

Tutti i carichi calcolati tendono ad aumentare a foce (tabella 4.6), rispetto alla stazione adiacente al lago di Varese (Sito 1), in particolar modo i carichi di fosforo e azoto nitrico, a riprova degli apporti che il Bardello riceve lungo il suo corso, in particolare da alcuni impianti di depurazione presenti nell'area.

Tab. 4.6 - Carichi inquinanti in uscita dal lago di Varese (Sito 1, presso Gavirate) e in ingresso al lago Maggiore (Sito 5, presso Brescia).

Sito	COD (kg/d)	NH4-N (kg/d)	NO3-N (kg/d)	TP (kg/d)
1	1954,6	42,1	283,9	8,6
5	2072,7	52,1	335,8	38,8

4.3 Metodologia di analisi

Obiettivi

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'acqua (Walsh et al., 2005, Hale et al., 2015). Poiché sia sul torrente Boesio che sul fiume Bardello 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 figura 4.1. Tali alterazioni, infatti, rappresentano i principali problemi che portano allo scadimento di qualità del torrente.

Tab. 4.1 - Schema di campionamento per analizzare le diverse condizioni idromorfologiche e chimiche.

+ Qualità chimica	- Qualità chimica
- Qualità idromorfologica	+ Qualità idromorfologica
+ Qualità chimica	- Qualità chimica
+ Qualità idromorfologica	- Qualità idromorfologica

L'obiettivo del disegno sperimentale adottato è quello di raccogliere quanti più dati possibili in diverse condizioni idromorfologiche e chimiche per studiare come gradienti ambientali possano influenzare la struttura delle comunità biologiche e per comprendere quali siano i fattori limitanti che contribuiscono allo scadere delle qualità.

Si è deciso di utilizzare due tecniche statistiche non convenzionali che possano favorire lo studio delle complesse relazioni esistenti tra metriche biologiche e variabili ambientali. Verranno per questo utilizzate la regressione quantile e il metodo "Random forest" la cui teorie e possibili applicazioni verranno illustrati nei prossimi paragrafi.

La regressione quantile

I test statistici "classici" 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*. Questo metodo di regressione è stato descritto da Roger Koenker e Gilbert Bassett nel 1978 (Koenker e Bassett, 1978) e applicato per la prima volta in ecologia da Brian Cade nel 1999 (Cade et al, 1999). Questa tipologia di regressione non valuta lo scostamento centrale dei dati, ma i limiti superiori e inferiore della distribuzione dei dati.

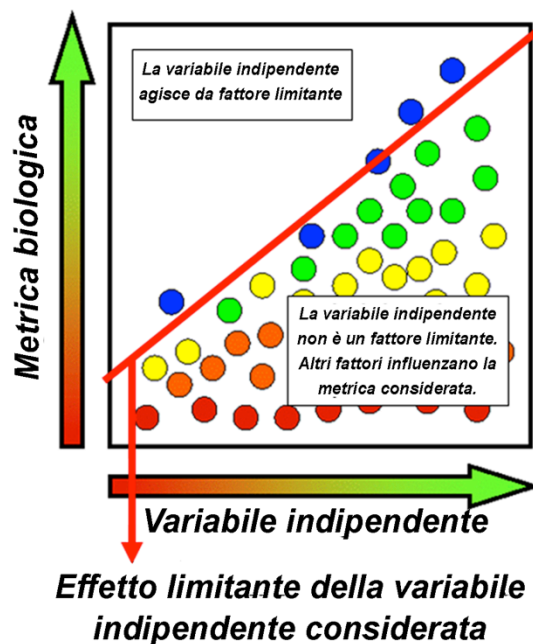


Fig. 4.2 - Esempio schematico di una regressione quantile.

Nella figura 4.2 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.

Random forest o "foresta casuale"

La metodologia random forest o "foresta casuale" è un metodo di classificazione del gruppo *ensemble learning*, ovvero classificatori d'insieme. Tale metodologia è stata messa appunto da Leo Breiman nel 2001 (Breiman, 2001) come nuovo metodo di analisi che utilizza la classificazione di gruppo.

L'algoritmo di calcolo crea diversi sotto-dataset in maniera casuale (random) partendo da quello principale, testando su ognuno le relazioni tra metriche biologiche e variabili ambientali. L'output dell'algoritmo è un elenco di variabili ambientali in ordine di importanza. Le variabili che si trovano più alte in classifica sono quelle che maggiormente hanno una influenza sulle metriche biologiche, cioè quelle variabili che spiegano meglio di altre come varia la metrica analizzata rispetto alle variabili ambientali al contorno.

Un aspetto importante della metodologia random forest è la possibilità di testare simultaneamente numerose variabili anche eterogenee tra loro (sia continue che categoriche) senza decidere a priori quali variabili eliminare per l'analisi, processo spesso delicato e a discrezione dell'esperto.

4.4 Un esempio applicativo: il torrente Boesio

Premessa

Utilizzando random forest e la regressione quantile, proponiamo di seguito un esempio di applicazione utilizzando il dataset dei dati raccolti sul torrente Boesio fino al dicembre del 2013. Utilizziamo questi dati al solo scopo di spiegare al meglio la metodologia che verrà applicata all'intero set di dati al termine delle campagne di monitoraggio del triennio 2013 - 2015. I risultati illustrati in questo esempio, seppure verosimili, saranno passibili di modifiche e non sono da ritenersi in questo momento utili per la pianificazione di interventi futuri.

Il dataset utilizzato

Il dataset utilizzato per testare le due metodologie è composto da 80 campioni di macroinvertebrati raccolti sul torrente Boesio nell'anno 2013, nei siti di campionamenti descritti precedentemente. Ogni campione prelevato è stato riconosciuto a livello di famiglia ed è stato abbinato alle variabili ambientali misurate: temperatura, conducibilità, concentrazione dell'ossigeno (mg/l), percentuale di saturazione dell'ossigeno, pH, COD, azoto ammoniacale, azoto totale, fosforo totale, coliformi totali, velocità della corrente, profondità dell'acqua, substrato dominante, matrice del substrato, substrato biologico. Le unità di misure e le classi utilizzate per ciascuna variabile sono indicate in tabella 4.7.

Tab. 4.7 - Variabili ambientali utilizzate

Variabili continue	Temperatura (°C)
	Conducibilità (µS/cm)
	OD (mg/l)
	OD %
	pH
	COD (mg/l)
	Azoto ammoniacale (mg/l)
	Azoto totale (mg/l)
	Fosforo totale (mg/l)
	Coliformi totali (UFC/100 ml)
	Velocità della corrente (m/s)
	Profondità dell'acqua (m)
Variabili categoriche	Substrato dominante (cemento, megalithal, macrolithal, mesolithal, microlithal, ghiaia, sabbia)
	Matrice del substrato (assente, sabbia, ghiaia, microlithal)
	Substrato biologico (assente, detrito vegetale, gusci, alghe filamentose, macrofite, piante terrestri)

Applicazione del modello random forest

Abbiamo quindi testato con il metodo random forest, quali siano tra le variabili ambientali a disposizione quelle maggiormente responsabili dello scadimento delle metriche dell'indice STAR_ICMi. Riteniamo che lo studio delle modifiche di tali metriche possa dare un quadro conoscitivo delle dinamiche ecologiche, sufficientemente completo per comprendere quali potranno essere gli interventi di riqualificazione idonei ai siti studiati. I risultati dell'analisi con random forest sono illustrati in figura 4.3.

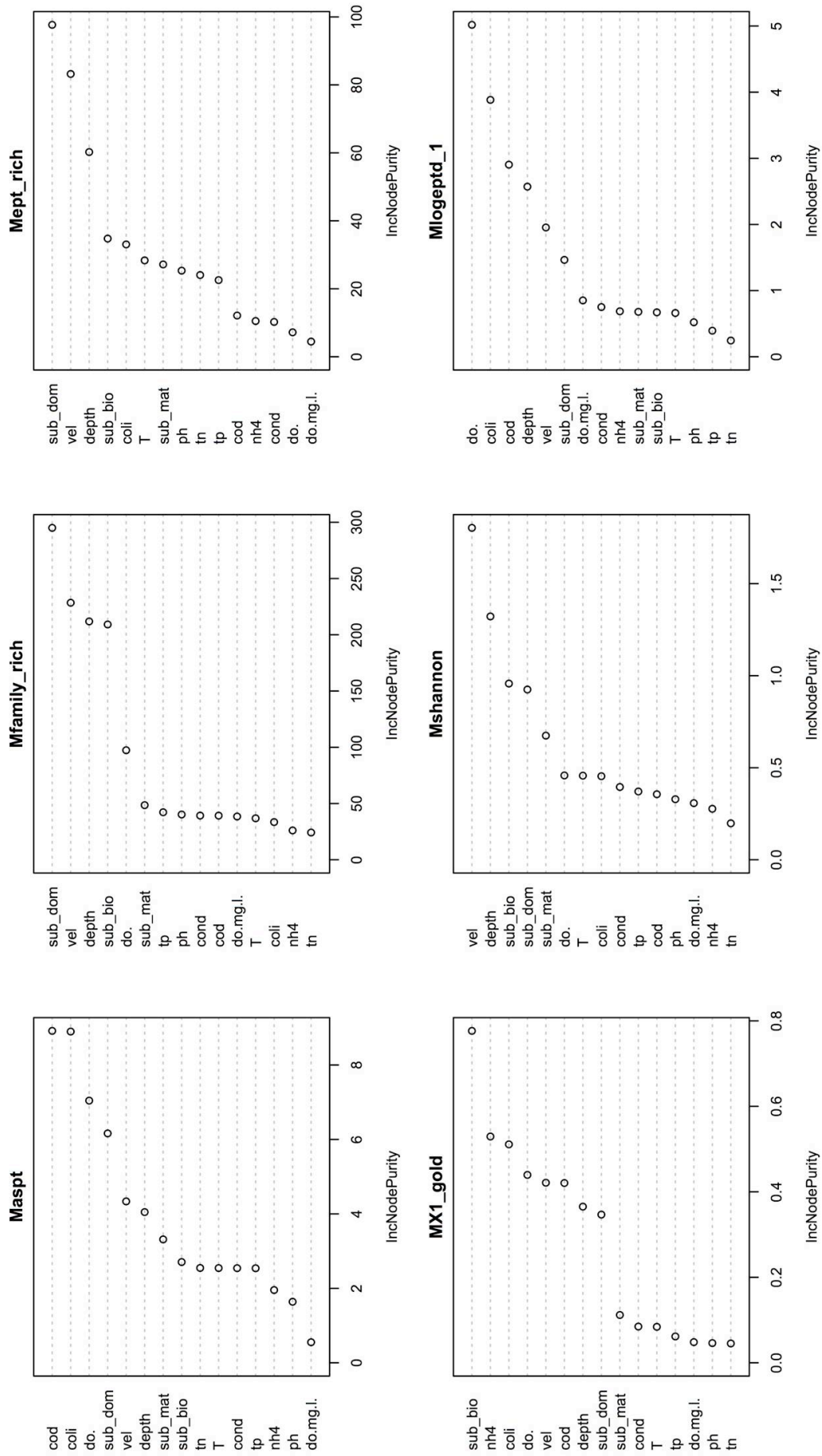


Fig. 4.3 - Risultati dell'analisi con il metodo random forest. Le variabili che ottengono un miglior punteggio sono quelle che spiegano meglio i cambiamenti delle metriche testate.

Possiamo osservare come per le metriche *Family richness* e *EPT richness* il punteggio assunto dalla variabili testate (IncNodePurity) sia di gran lunga superiore rispetto a quello ottenuto nei test sulle altre metriche biologiche. Abbiamo deciso di considerare come test attendibili solo quelli che presentano un IncNodePurity superiore o pari al 20% del punteggio massimo ottenuto. Essendo il punteggio massimo ottenuto 300, non considereremo attendibili i test in cui i punteggi sono inferiori a 60.

Abbiamo quindi selezionato come attendibili i test effettuati per le metriche *Family richness* e *EPT richness* rispettivamente per le prime 5 variabili e per le prime 3 variabili. La metodologia random forest prevede di riapplicare il modello alle sole variabili e metriche selezionate. I risultati definitivi sono riassunti in figura 4.4.

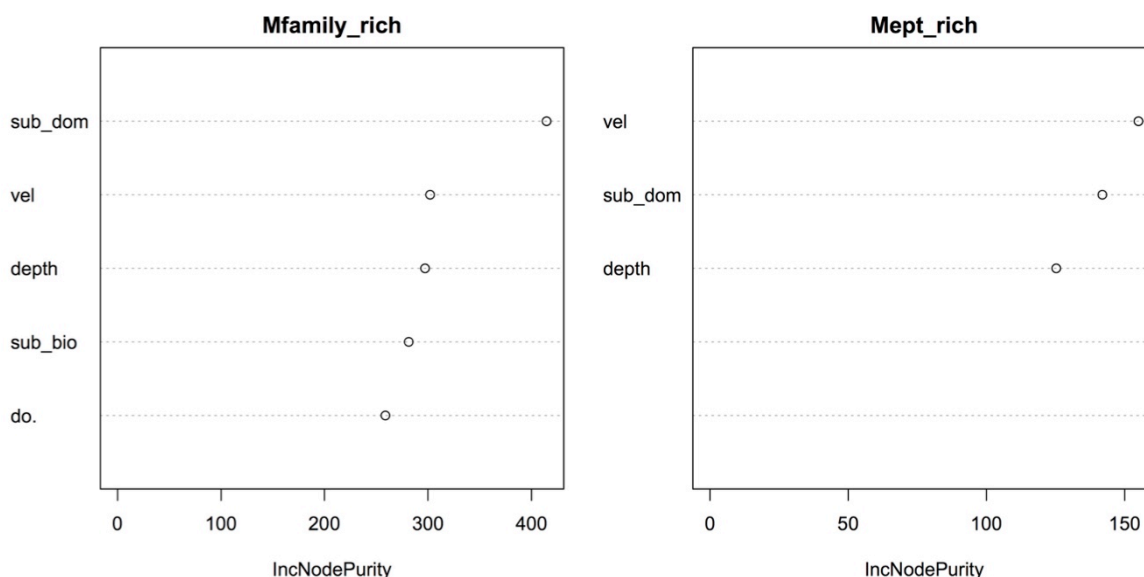


Fig. 4.4 - Risultati definitivi ottenuti con metodo random forest. Le variabili che ottengono un miglior punteggio sono quelle che spiegano meglio i cambiamenti delle metriche testate.

I punteggi ottenuti dalle variabili selezionate sono tutti superiori al 20% del punteggio massimo (punteggio massimo 400; 20% = 80). Possiamo quindi considerare attendibili tutti i risultati presenti in figura 4.4.

La metrica Family richness risulta essere maggiormente influenzata in ordine di importanza dalla tipologia di substrato dominante, dalla velocità della corrente, dalla profondità dell'acqua, dalla tipologia di substrato biologico e dalla percentuale di saturazione dell'ossigeno. La metrica EPT richness, invece, è influenzata maggiormente dalla velocità della corrente, dalla tipologia di substrato dominante e dalla profondità dell'acqua.

Studio degli effetti delle variabili selezionate

A seguito della selezione delle variabili mediante l'applicazione della metodologia random forest, vengono studiati gli effetti della variazione delle variabili ambientali sulle metriche studiate.

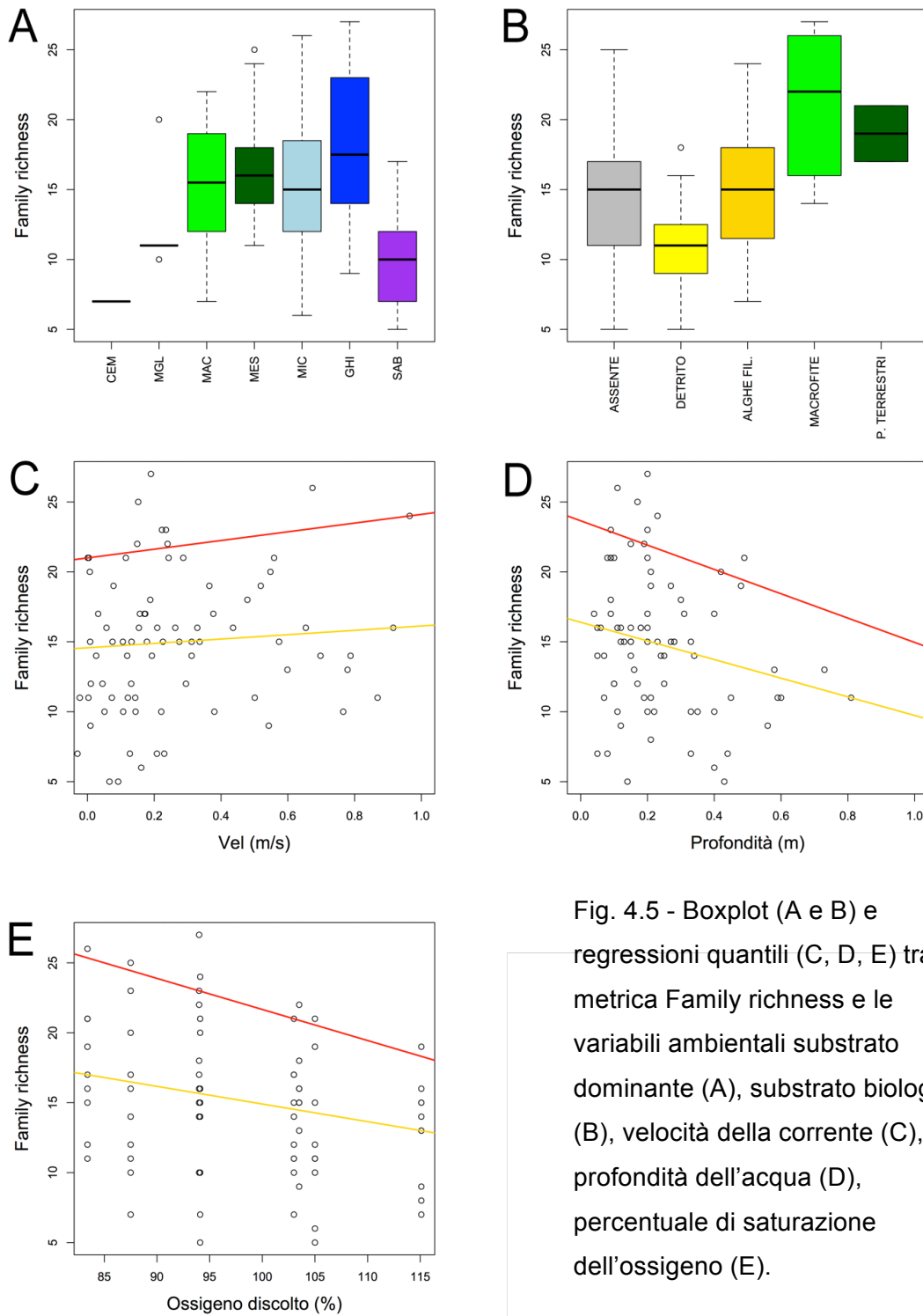


Fig. 4.5 - Boxplot (A e B) e regressioni quantili (C, D, E) tra la metrica Family richness e le variabili ambientali substrato dominante (A), substrato biologico (B), velocità della corrente (C), profondità dell'acqua (D), percentuale di saturazione dell'ossigeno (E).

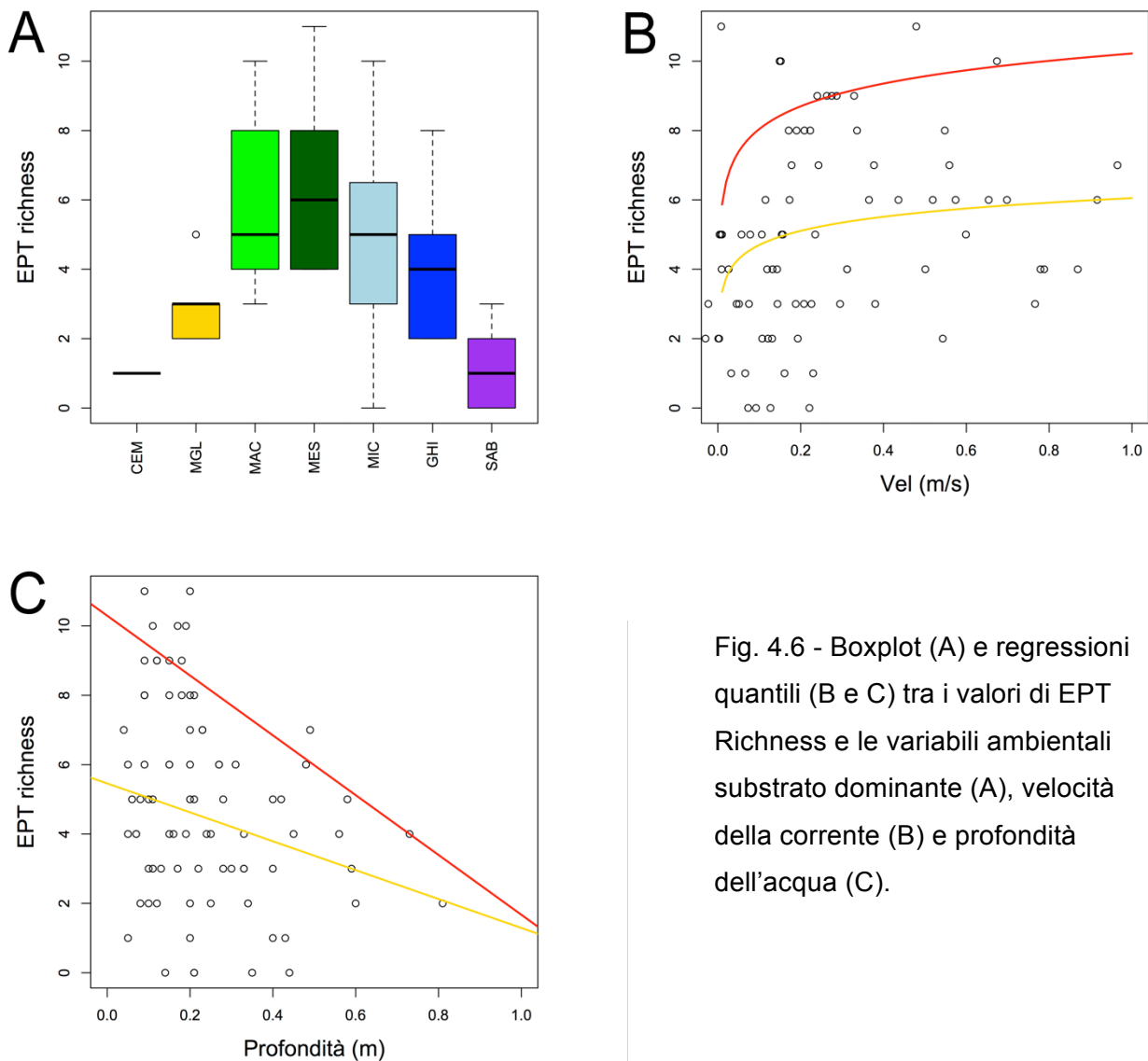


Fig. 4.6 - Boxplot (A) e regressioni quantili (B e C) tra i valori di EPT Richness e le variabili ambientali substrato dominante (A), velocità della corrente (B) e profondità dell'acqua (C).

In figura 4.5 sono mostrati gli andamenti dei valori di *Family richness* rispetto alle variabili selezionate mediante l'applicazione della metodologia random forest. Si nota come i valori di *Family richness* siano più alti laddove è presente un substrato intermedio (Fig. 4.5 A: macrolithal, mesolithal, microlithal e ghiaia) e decresca in modo evidente su cemento, megalithal e sabbia. In aggiunta vi è un aumento della *Family richness* in zone ricche di macrofite (Fig. 4.5 B).

I valori di *Family richness* salgono nei microhabitat caratterizzati da velocità di corrente elevata (Fig. 4.5 C) e scendono nei microhabitat profondi (Fig. 4.5 D). Infine, alti valori di ossigeno disciolto (%) mostrano livelli di *Family richness* più bassi, rispetto a zone con minore percentuale di saturazione dell'ossigeno. Essendo la percentuale di saturazione dell'ossigeno una variabile misurata a livello di sito e non di microhabitat, questo risultato potrebbe essere influenzato maggiormente dalla variabilità tra siti, piuttosto che dall'effettivo valore della variabile (Fig. 4.5 E). Nei box C, D e E della figura 4.5 sono riportate le regressioni quantili calcolate per il 50° (linee

gialle) e 90° quantile (linee rosse). Ciò significa che il 90° quantile rappresenta il limite al di sotto del quale troveremo il 90% dei dati a nostra disposizione. Analizzando i limiti della distribuzione dei dati possiamo valutare quale sia l'andamento potenziale della metrica studiata, rispetto alle variabili di volta in volta utilizzate. Il modello così risulta più informativo rispetto alla tendenza centrale dei dati (media), influenzata da alta variabilità tipica di dati biologici.

In figura 4.6 sono mostrati gli andamenti dei valori di *EPT richness* rispetto alle variabili selezionate mediante l'applicazione della metodologia random forest. Si nota come i valori di *EPT richness* siano più alti laddove è presente un substrato intermedio composto da (Fig. 4.6 A) macrolithal e mesolithal, substrati prediletti dai taxa di Efemerotteri, Plecotteri e Tricotteri. E' noto che le preferenze ecologiche dei taxa delle famiglie EPT siano tendenzialmente correlabili ad ambienti di acqua bassa e corrente, piuttosto che microhabitat di pozza, con acque alte e poco veloci. Le regressioni mostrate nelle figure 4.6 B e 4.6 C mostrano proprio questo tipo di andamento.

Nei box B e C della figura 4.6 sono riportate le regressioni quantili calcolate per il 50° (linee gialle) e 90° quantile (linee rosse). Anche in questo caso, osservando l'andamento delle linee rosse, possiamo studiare la tendenza dei dati al limite superiore. Al di sotto di tale linea saranno collocati il 90% dei nostri dati. Tale linea rappresenta un limite al di sopra del quale sarà difficile osservare individui della popolazione. La linea di regressione rappresenta quindi l'azione limitante della variabile ambientale studiata, velocità e profondità dell'acqua, in questo caso.

Conclusioni

La doppia metodologia applicata, il metodo Random Forest e la regressione quantile, permettono di individuare quali siano le variabili che maggiormente influenzano le comunità macroinvertebrate campionate.

Dall'esempio riportato nelle pagine precedenti, i cui risultati potrebbero cambiare al termine del triennio di monitoraggio, emerge quanto segue:

RANDOM FOREST

- Le metriche biologiche che meglio illustrano la situazione di qualità delle comunità macroinvertebrate sono la *Family richness* e l'*EPT richness*.
- La *Family richness* è maggiormente influenzata dal substrato di fondo, dalla velocità e dalla profondità dell'acqua, dal substrato biologico e dalla percentuale di saturazione dell'ossigeno. L'*EPT richness*, invece, è maggiormente influenzata dalla velocità e dalla profondità dell'acqua e dal substrato di fondo.

REGRESSIONE QUANTILE (o BOX PLOT per variabili categoriche)

- I valori di *Family richness* incrementano laddove è presente un substrato di fondo intermedio, microhabitat ricchi di macrofite, ad alte velocità e bassa profondità dell'acqua.
- I valori di *EPT richness* incrementano maggiormente con substrati più grossolani (macrolithal e mesolithal), alte velocità e bassa profondità dell'acqua.

Possibili applicazioni

I risultati ottenuti con l'applicazione delle metodologie statistiche illustrate nei paragrafi precedenti non possono essere utilizzati per pianificare interventi futuri, in quanto abbiamo testato solo una parte minoritaria del dataset che sarà disponibile al termine del triennio di monitoraggio.

Qualora i risultati che si otterranno al termine del triennio siano i medesimi possiamo proporre alcuni interventi utili al miglioramento delle comunità macroinvertebrate.

I dati raccolti, così elaborati, suggeriscono di incrementare i microhabitat ricchi di macrofite, che oltre a creare piccole strutture di ritenzione, ricche di nutrienti, possono essere utilizzate come zone di rifugio per molti macroinvertebrati.

E' inoltre auspicabile favorire la presenza di raschi, e in generale di alternanza raschi-buche, che possano così favorire lo sviluppo di taxa particolarmente esigenti, che prediligono acque veloci e poco profonde. L'incremento di tali taxa porterebbe all'aumento dei valori delle metriche, *Family richness* ed *EPT richness*, testate nell'esempio riportato nei paragrafi precedenti.

Bibliografia

AA.VV. 2001. Carta delle Vocazioni Ittiche della Provincia di Varese.
<http://www.provincia.va.it/code/13044/Carta-delle-vocazioni-ittiche>

Cade, B.S., J.W. Terrell, and R.L. Schroeder. 1999. Estimating effects of limiting factors with regression quantiles. *Ecology* 80(1): 311-3.

Ferrario, L. 2009. *Quantificazione e caratterizzazione dei carichi di nutrienti in entrata al lago di Lugano (Svizzera – Italia)*. Tesi di laurea discussa all'Università degli Studi dell'Insubria, Facoltà di Scienze MM, FF e NN.

Hale R., Coleman R., Pettigrove V, Swearer S.E. 2015. Identifying, preventing and mitigating ecological traps to improve the management of urban aquatic ecosystems. *Journal of applied ecology* Volume 52(4): 928-939.

Koenker R. and Bassett G. 1978. Regression quantiles. *Econometrica* 46: 33–50.

Leo Breiman. 2001. Random forest. *Machine Learning* 45(1): 5-32.

Walsh C.J., Roy A.H., Feminella J.W., Cottingham P.D., Groffman P.M., Morgan R.P. II 2005. The urban stream syndrome: Current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society* 24(3):706-723.