

A cura di:
MIRKO NUCCI
FEDRA CHARAVGIS - SONIA RENZI - MICHELE SBARAGLI

Valutazione dello Stato di Qualità Ambientale del Reticolo Idrografico del Fiume Clitunno e del Sottobacino Marroggia-Teverone-Timia

Gruppo di Lavoro

Coordinamento Dott. Mirko Nucci

Attività laboratorio mobile - Capitoli 1, 2.1, 2.2, 2.3, 3.1, 3.2, 3.3, 5 – Tavv. 1, 2, 3, 4, 5, 9 - Docum. Fotografica relativa a scarichi ed Attingimenti

Dott. Mirko Nucci¹, **Dott.ssa Sonia Renzi**¹, **Dott. Michele Sbaragli**¹.

Capitoli 2.4, 3.4, 5 – Tavv. 6, 7, 8, 10, 1 - Docum. Fotografica relativa alle comunità macrofittiche

Dott.ssa Fedra Charavgis¹, **Dott.ssa Tatiana Notargiacomo**², **Dott.ssa Barbara Todini**¹

Capitolo 4

Dott. Massimo Lorenzoni⁵, **Dott.ssa Antonella Carosi**⁵, **Dott.ssa Elisabetta Franchi**⁵, **Dott. Gianandrea La Porta**⁵, **Dott. Giovanni Pedicillo**⁵, **Dott.ssa Laura Pompei**⁵, **Dott.ssa Maria Pia Spigonardi**⁵.

Analisi di laboratorio:

Dott.ssa Eugenia Peirone³, **Dott. Fabrizio Archinucci**³, **Claudio Spaccini**³, **Mauro De Luca**³,
Dott.ssa Maria Grazia Raffa³, **Luca Falocci**³, **Dott.ssa Elisabetta Ciccarelli**⁴, **Dott.ssa Giovanna Tozzi**⁴,
Dott.ssa Giuliana Taramella⁴, **Annarita Petrini**⁴

¹ ARPA Umbria - Dipartimento Provinciale di Perugia

² ARPA Umbria - Direzione Generale

³ ARPA Umbria - Laboratorio Multisito - Sezione Chimica 2

⁴ ARPA Umbria - Laboratorio Multisito - Sezione Chimica 2 - Sezione Biologica - Settore Eco-tossicologico

⁵ Università di Perugia - Dipartimento di Biologia Cellulare e Ambientale - Sezione di Biologia Animale ed Ecologia

Contributi

Dott. M. Guidi

Dott. G. Brufola

Dott. N. Morgantini

Dott. L. Tamburi

Dott. R.Crea

Geom. L. Di Matteo

Dott.ssa O. Paciotti

Dott. M. Bulletti

Dott.ssa F. Rocchi

Dott.ssa D. Colabrese

Associazione ARCI Pesca F.I.S.A.

3. Reticolo idrografico Marroggia-Teverone-Timia	77
3.1 - Studio dei sedimenti	78
3.1.1 - Analisi chimiche ed ecotossicologiche	78
3.2 - Mappatura degli scarichi	84
3.2.1 - Test tossicologici	85
3.2.2 - Analisi chimiche	86
3.3 - Monitoraggio delle acque	93
3.3.1 - Test tossicologici	93
3.3.2 - Parametri chimico-fisici e analisi chimiche	95
3.3.3 - Analisi microbiologiche delle acque superficiali dell'intero reticolo fluviale	101
3.3.3.1 - Analisi microbiologiche del fiume Clitunno	101
3.3.3.2 - Analisi microbiologiche del reticolo Marroggia – Teverone -Timia	102
3.4 - Valutazione della qualità ecologica	103
3.4.1 - Studio delle comunità macrobentoniche	103
3.4.1.1 Analisi dei dati	105
3.4.2 - Applicazione dell'Indice di funzionalità fluviale (IFF)	106
3.4.2.1 – Analisi dei dati	106
3.4.2.2 - Caratterizzazione del sistema Timia-Teverone-Marroggia	129
4. Studio delle comunità ittiche	131
4.1 - Impostazione della ricerca	131
4.1.1 - Premessa	131
4.1.2 - Scelta delle stazioni	132
4.1.3 - Metodi di campionamento	134
4.1.4 - Determinazione dell'età	138
4.1.5 - Densità e standing crop	138
4.1.6 - Indici di comunità	139
4.1.7 - Struttura di popolazione	140
4.1.8 - Accrescimento	141
4.1.9 - Stato ecologico dei corsi d'acqua	143
4.2 - Caratteristiche ambientali dell'area	145
4.2.1 - Parametri ambientali	145
4.2.2 - Parametri morfo-idrologici	150
4.2.3 - Parametri fisico-chimici	155
4.3 - Analisi delle comunità ittiche	160
4.3.1 - Note sulla sistematica e la conservazione delle specie ittiche presenti	161
4.3.2 - Distribuzione e frequenza delle specie ittiche	162
4.3.3 - Abbondanza della fauna ittica	164
4.3.4 - Indici di comunità	165
4.4 - Analisi delle popolazioni	171
4.4.1 - Regressione lunghezza-peso	171
4.4.2 - Accrescimento	177
4.4.3 - Struttura di popolazione	186
4.4.4 - Peso relativo	190
4.5 - Stato ecologico dei corsi d'acqua	195
4.5.1 - Fidess	195
4.5.2 - ISECI	196
4.5.3 - Confronto tra i due metodi	197
4.6 - Conclusioni	198

5. Quadro riassuntivo	205
5.1 - Reticolo idrografico del fiume Clitunno.....	205
5.1.1 - Suggerimenti per il miglioramento della qualità ambientale.....	208
5.2 - Reticolo idrografico Marroggia-Teverone-Timia.....	211
5.2.1 - Suggerimenti per il miglioramento della qualità ambientale.....	212
Bibliografia.....	217

PARTE SECONDA

Reticolo idrografico Clitunno
Documentazione fotografica scarichi

Reticolo idrografico Clitunno
Documentazione fotografica attingimenti

Reticolo idrografico Clitunno
Documentazione fotografica comunità macrofite

Reticolo idrografico Marroggia / Teverone / Timia
Documentazione fotografica scarichi

PARTE TERZA (CD-ROM)

- Tavola 1** - Reticolo idrografico Clitunno
Mappatura dei sedimenti fini
- Tavola 2** - Reticolo idrografico Clitunno
Campionamento dei sedimenti per test tossicologici
- Tavola 3** - Reticolo idrografico Clitunno
Campionamento dei sedimenti per caratterizzazione chimica
- Tavola 4** - Reticolo idrografico Clitunno
Mappatura degli scarichi
- Tavola 5** - Reticolo idrografico Clitunno
Mappatura degli attingimenti
- Tavola 6** - Reticolo idrografico Clitunno
Rappresentazione cartografica dell'Indice di Funzionalità Fluviale
- Tavola 7** - Reticolo idrografico Clitunno
Rappresentazione cartografica delle stazioni di campionamento IBE
- Tavola 8** - Reticolo idrografico Clitunno
Rappresentazione cartografica delle stazioni di campionamento Macrofite
- Tavola 9** - Reticolo idrografico Marroggia / Teverone / Timia
Punti di campionamento di acque, sedimenti e scarichi
- Tavola 10** - Reticolo idrografico Marroggia / Teverone / Timia
Rappresentazione cartografica delle stazioni di campionamento IBE
- Tavola 11** - Reticolo idrografico Marroggia / Teverone / Timia
Rappresentazione cartografica dell'Indice di Funzionalità Fluviale

Introduzione

In seguito all'incidente verificatosi il 25 novembre 2006 presso l'oleificio Umbria Olii di Campello sul Clitunno, Arpa Umbria è intervenuta per effettuare una serie di controlli sul reticolo idrografico del fiume Clitunno, direttamente interessato dall'evento, al fine di valutare l'entità dell'impatto sull'ecosistema acquatico.

Lo sversamento di olio e altre sostanze inquinanti, infatti, immettendosi pesantemente nell'affluente Fossa Nuova, ha raggiunto il fiume Clitunno in località Chiesa Tonda, per giungere fino alla località Casco dell'Acqua. L'inquinamento non ha interessato il primo tratto del fiume Clitunno.

Dopo i primi interventi volti alla rimozione delle sostanze oleose e dei solventi, si è proceduto alla verifica di eventuali contaminazioni delle acque superficiali e sotterranee.

Questo progetto è nato dalla necessità di definire il quadro ambientale del fiume Clitunno e dei suoi affluenti in seguito all'incidente, viste le singolari caratteristiche paesaggistiche, floristiche ed idrauliche dell'area in esame, soggetta da tempo a modificazioni strutturali e qualitative legate all'evoluzione del territorio.

Per definire il quadro ambientale si è operato su diversi fronti; innanzitutto, con l'ausilio del laboratorio mobile, sono state effettuate in campo analisi ecotossicologiche e chimiche sui sedimenti fluviali. Parallelamente, si è proceduto alla mappatura degli scarichi recapitanti direttamente nel corso d'acqua, analizzandone, ove possibile, il chimismo.

La qualità ecologica del fiume è stata valutata attraverso indagini puntuali sulle componenti biologiche dell'ecosistema quali comunità macrobentoniche, macrofite e fauna ittica (il rilievo delle comunità ittiche è stato commissionato al Dipartimento di Biologia Animale ed Ecologia dell'Università degli Studi di Perugia). In aggiunta, lungo tutto il corso d'acqua, è stato effettuato uno studio di tipo idromorfologico finalizzato ad una valutazione globale dell'ecosistema fluviale e della sua funzionalità attraverso l'applicazione dell'Indice di Funzionalità Fluviale.

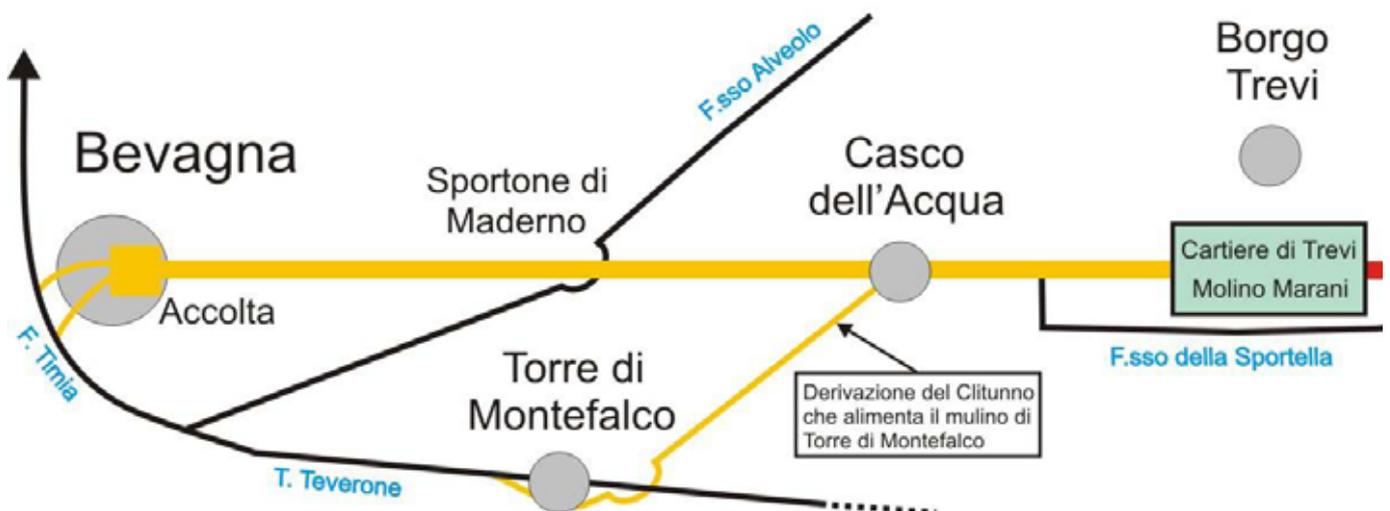
Con i dati raccolti sono state realizzate cartografie tematiche di dettaglio.

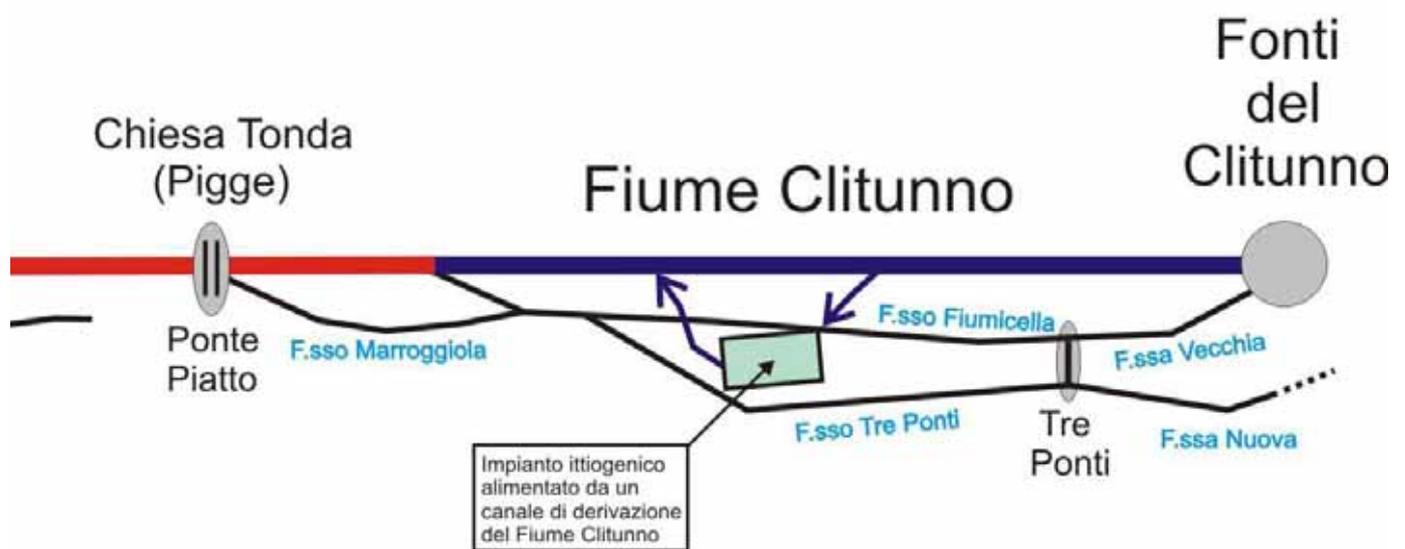
L'indagine è stata effettuata tenendo conto dei tre tratti del fiume Clitunno individuati nella fase preliminare a seguito dell'incidente avvenuto presso lo stabilimento Umbria Olii, come illustrato nello schema riportato nella pagina seguente.

Questo studio, propedeutico ad eventuali azioni di controllo e risanamento dell'area, è stato esteso al sottobacino del Marroggia-Teverone-Timia nel corso dell'anno 2008, aggiungendo alle matrici esaminate anche le acque fluviali.

Schema del reticolo idrografico del Fiume Clitunno

- Tratto 1:** compreso tra le Fonti del Clitunno e la confluenza del F.sso Fiumicella, non interessato dallo sversamento.
- Tratto 2:** compreso tra la località Chiesa Tonda ed il Molino Marani Brufani, direttamente interessato dallo sversamento.
- Tratto 3:** compreso tra il Molino Marani Brufani e Bevagna. Questo tratto, pur non essendo stato interessato direttamente dall'evento, potrebbe averne subito le conseguenze a causa di piccoli rilasci sfuggiti alle misure di protezione.





1 Il laboratorio mobile

La particolare complessità del progetto ha implicato l'utilizzo di un supporto logistico *in loco*, costituito dal laboratorio mobile di ARPA Umbria. Il mezzo, acquistato recentemente dall'Agenzia, è dotato di alcuni strumenti per l'effettuazione di analisi in campo; in particolare, è fornito di uno spettrofotometro, di un bioluminometro completo di termostato e di una centrifuga refrigerata, oltre ad alcuni strumenti portatili (torbidimetro, multimetro per la misura di pH, conducibilità e O.D.) e numerosi accessori da banco.



Fig. 1.1 – Particolari del laboratorio mobile utilizzato dall'Agenzia nel monitoraggio dei sedimenti fluviali e degli scarichi.

Lo scopo principale del laboratorio mobile è di rispondere prontamente alle emergenze ambientali, effettuando uno *screening* iniziale propedeutico, ove necessario, a studi di maggior dettaglio. Il laboratorio mobile consente di affrontare direttamente le problematiche ambientali in campo, diminuendo drasticamente i tempi di intervento e riducendo contestualmente il carico di lavoro dei laboratori provinciali dell'Agenzia.

Nel caso specifico, il laboratorio mobile è stato utilizzato per molteplici ragioni. Innanzitutto, la capacità di fornire un supporto logistico completo, vista la possibilità di ospitare attrezzature particolarmente voluminose e trasportare mezzi di supporto, come l'imbarcazione in vetroresina utilizzata per effettuare osservazioni direttamente dall'interno del corso d'acqua. Inoltre, la capacità di "decentrare" parte delle analisi chimiche in campo ha consentito una gestione più snella del lavoro, evitando lo stoccaggio e il trasporto dei campioni prelevati dagli scarichi attivi. Infine, le apparecchiature ospitate nel laboratorio mobile hanno consentito l'esecuzione di test di ecotossicità sulle acque interstiziali del sedimento, permettendo l'analisi di un numero di campioni notevolmente superiore a quelli testati, in forma più estesa (*Microtox*, *Daphnia magna* e *Selenastrum capricornutum*), dal laboratorio provinciale di Perugia (vedere paragrafo 2.1.2.4).

2 Reticolo idrografico del fiume Clitunno

2.1 Studio dei sedimenti

Nello studio dei sedimenti fluviali, particolare attenzione è stata rivolta ai sedimenti a granulometria fine (limi e argille), in quanto luogo di raccolta e sorgente della maggior parte del carico inquinante negli ecosistemi acquatici. Quando un inquinante giunge in acqua, infatti, in parte entra in soluzione, in parte tende ad adsorbirsi al particolato sospeso che, nel medio periodo e secondo le caratteristiche idrauliche del corso d'acqua, tende a depositarsi e ad accumularsi nel sedimento.

La distribuzione dei sedimenti fluviali è determinata dalle caratteristiche idrauliche del fiume. I processi di trasporto e deposizione dei materiali solidi sono strettamente legati alle condizioni locali di energia. In particolare, la deposizione dei sedimenti in sospensione avviene quando l'acqua rallenta il suo movimento e le particelle solide, per gravità, si posano sul letto del fiume. Tale processo è selettivo e favorisce un'organizzazione geometrica del sedimento, creando strutture ordinate.

2.1.1 Mappatura dei sedimenti fini

Il fiume Clitunno, traendo origine da un sistema sorgenzioso con portate pressoché costanti, è caratterizzato da un regime di flusso piuttosto regolare, con oscillazioni ridotte tra le portate relative alle fasi di magra e di morbida. In questo contesto, la distribuzione dei sedimenti a granulometria fine è piuttosto disomogenea, ed è regolata dalle condizioni locali di flusso. In particolare, si è potuto riscontrare che nei tratti caratterizzati da una sezione bagnata ridotta, dove la velocità dell'acqua è maggiore, vi è l'assenza pressoché totale di tali sedimenti; laddove il corso del fiume si allarga e la velocità dell'acqua è minima, si ritrovano depositi limo-argillosi che possono superare abbondantemente il metro di spessore. Tra le due condizioni estreme vi sono vari stadi di transizione, ove tali depositi assumono potenze intermedie.

Lo spessore di sedimenti fini è stato saggiato ogni 50 metri circa, infiggendo manualmente un'asta metallica graduata a sezione sottile fino al rifiuto. L'operazione è stata effettuata agendo dalle sponde e non dall'imbarcazione, in quanto la pressione esercitata sull'asta avrebbe causato, per reazione, il movimento del natante.

I dati ottenuti sono stati utilizzati per realizzare una carta tematica (vedere parte III - tavola 1), che mostra la presenza e lo spessore dei sedimenti fini lungo il corso del fiume Clitunno e dei suoi affluenti.

Il metodo utilizzato per sondare la coltre di sedimenti non può garantire l'esattezza delle misure. Ad esempio, la presenza di un ciottolo annegato nel sedimento può arrestare la penetrazione dell'asta metallica e fornire un risultato inesatto; il contatto dell'asta metallica con le ghiaie sottostanti, che costituiscono il letto del sedimento fine, viene valutato in base alla sensibilità dell'operatore e potrebbe essere erroneamente valutato. Inoltre, i saggi sono stati effettuati procedendo lungo le sponde e, di conseguenza, essi non sono rappresentativi dell'intera sezione trasversale. Pertanto, la carta illustra in modo approssimativo la distribuzione e lo spessore dei sedimenti fini e non può essere utilizzata, senza uno studio di dettaglio, come strumento esecutivo per eventuali interventi di rimozione.

2.1.2 Tossicità dei sedimenti

La valutazione della tossicità dei sedimenti è argomento di difficile trattazione a causa della natura complessa della matrice da analizzare e delle molteplici vie di contaminazione con cui le sostanze tossiche raggiungono la comunità biotica dell'ecosistema.

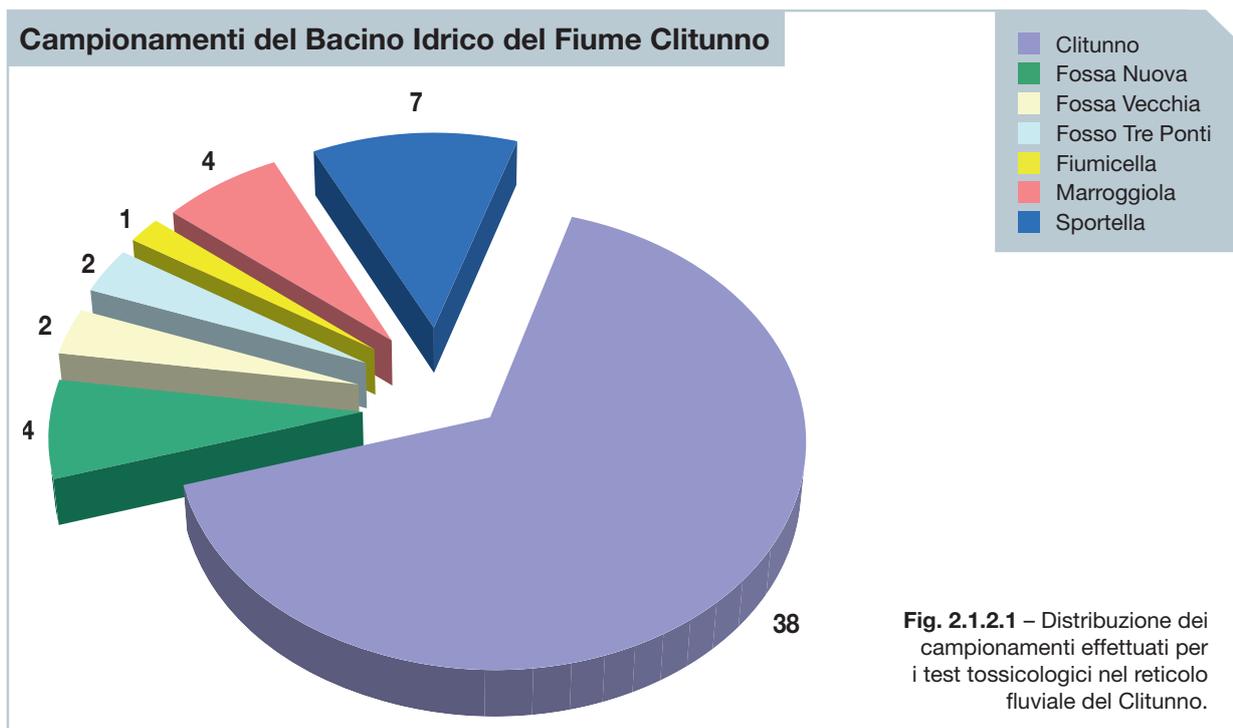
Per queste ragioni, accanto alla caratterizzazione chimica dei sedimenti, i dati sulla tossicità, riferita complessivamente all'ecosistema fiume, forniscono uno strumento unico per la valutazione di tutte le sostanze presenti, per le quali non solo non si dispone di test specifici, ma soprattutto non è possibile prevedere gli effetti di eventuali interazioni.

Generalmente, nello scambio di sostanze con l'ecosistema, si considerano porzione attiva i pochi centimetri della parte superficiale del sedimento mentre i sedimenti più profondi rappresentano la parte inerte e passiva. Nelle analisi effettuate il principio seguito è stato quello di valutare la presenza ed il ruolo di eventuali sostanze tossiche o inquinanti; di conseguenza, la scelta della fase più appropriata da saggiare si è dimostrata uno dei punti di maggior rilevanza. Dal sedimento, infatti, è possibile utilizzare:

1. la fase estraibile acquosa o eluato: matrice ottenuta dalla rimozione delle sostanze adsorbite per mezzo di un flusso di solvente;
2. l'elutriato: fase liquida ottenuta dalla estrazione di particolato fine e sostanze solubili, mediante lavaggio, dalla matrice solida;
3. la fase acquosa interstiziale: costituita dalla cosiddetta acqua dei pori contenuta nel sedimento;
4. la fase solida-sedimento.

Nella valutazione del carico inquinante ognuna di queste fasi ha associati i propri punti di forza e debolezza, sulla base del metodo di estrazione, del comportamento fisico-chimico, della composizione chimica intrinseca e del ruolo diretto esercitato sul biota acquatico.

Nel caso in esame, ogni 250 metri sono stati prelevati campioni della porzione superficiale di sedimento, indicata come quella biologicamente più attiva; su tali campioni il laboratorio mobile ha preparato e successivamente analizzato, mediante saggi ecotossicologici con batteri bioluminescenti (*Vibrio fischeri*), l'acqua interstiziale.



Ogni 1000 metri, circa, sono stati prelevati campioni superficiali di sedimento analizzati dal laboratorio Prov.le di Perugia; su tali campioni sono state effettuate prove di tossicità sull'elutriato utilizzando, secondo le procedure validate ed i metodi standard, gli organismi *Vibrio fischeri*, *Daphnia magna* e *Selenastrum capricornutum*.

2.1.2.1 Modalità di campionamento

Il processo di rimozione dei sedimenti è di per sé distruttivo in quanto ne comporta l'alterazione della struttura e delle caratteristiche chimico-fisiche. Nel progetto relativo all'analisi della rete idrica del Clitunno sono state seguite le linee guida relative alla raccolta, alla conservazione, alla caratterizzazione e alla manipolazione dei sedimenti in relazione al loro uso nei test ecotossicologici (Burton G.A. et al., 1992).

Per le analisi ecotossicologiche ci si è serviti dell'acqua interstiziale raccolta dai primi centimetri di sedimento e a tal proposito è stato sufficiente utilizzare un carotatore manuale leggero. Trattandosi di uno strumento di piccole dimensioni il suo impiego all'interno dell'imbarcazione è risultato estremamente efficace.

Per quanto riguarda i campioni di sedimento destinati alla caratterizzazione chimica, è stato utilizzato uno strumento più complesso in grado di prelevare campioni minimamente disturbati.

Infatti, uno dei principali problemi nel campionamento dei suoli sommersi è costituito dalla difficoltà di ottenere campioni che siano rappresentativi dell'originaria stratificazione del suolo; a tale scopo è stato acquistato un campionatore Beeker a pistone.

L'adozione di un carotatore a pistone ha consentito, rispetto a quelli a trivella, di evitare la compressione del campione; il compattamento rilevato con il Beeker raggiunge nominalmente un massimo del 4-5% contro il 30% di quello riscontrato con i sistemi tradizionali.

Questo strumento permette il prelievo di campioni di sedimento in cui vengono preservati la struttura e lo spessore originale degli strati: la porzione di suolo è raccolta in tubi trasparenti di materiale inerte e mantenuta nella posizione originale per un'immediata analisi visiva del profilo. Mediante una pompa a vuoto portatile è stato possibile mantenere il campione intatto durante il trasporto, fino al momento dello stoccaggio.

2.1.2.2 Metodi di analisi tossicologiche

Le metodiche tossicologiche sono utilizzate per la determinazione e la valutazione degli effetti tossici acuti e cronici esercitati da differenti sostanze presenti nelle varie matrici ambientali.

Il test con batteri bioluminescenti *Vibrio fischeri*, grazie all'ampio spettro di sensibilità a diversi composti sia organici che inorganici è consigliato dall'EPA per valutare l'impatto degli inquinanti presenti nei suoli e nelle matrici acquose, e la prova è recepita in Italia con il seguente riferimento normativo: IRSA-CNR, 1996, giugno 1996: 1-8.

La prova si basa sulla riduzione dell'emissione luminosa da parte dei batteri sottoposti a contatto con una sostanza che risulta tossica. Si tratta di un vero e proprio test metabolico in cui la sospensione batterica è utilizzata come organismo bersaglio.

I dati ottenuti dal test vengono espressi come percentuale di decremento della luminosità batterica dopo un tempo fissato di esposizione alla matrice da saggiare. Nei test di tossicità acuta il risultati sono ottenuti in tempi brevi, dai 5 ai 30 minuti.

2.1.2.3 Analisi tossicologiche effettuate in campo

Il grande sviluppo che negli anni passati ha avuto la valutazione ecotossicologica dei contaminanti in acqua, ha permesso di sviluppare un metodo interno che utilizza l'acqua interstiziale come substrato del test di tossicità acuta con *Vibrio fischeri*. Il metodo ad oggi impiegato per il maggior recupero dell'acqua interstiziale dai sedimenti è la centrifugazione; pertanto la metodica messa a punto ha previsto come prima fase la centrifugazione del sedimento a 13.000 g per 5 minuti a 4° C. Il sovrantante è stato recuperato e ne sono stati misurati pH e conducibilità.

Il test di tossicità acuta è stato condotto a 15°C e le letture di intensità luminosa sono state effettuate a differenti tempi di incubazione (15, 30 e 45 minuti).

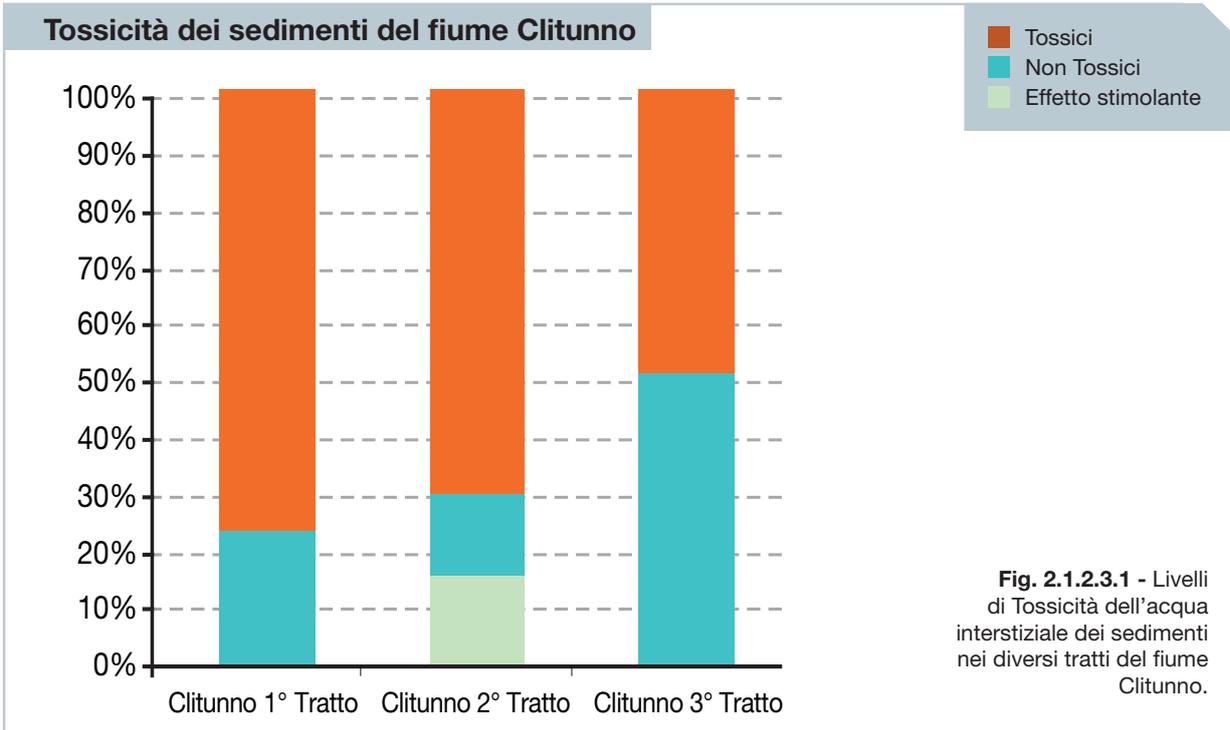
Nel testo, al fine di offrire una maggior fruibilità dei risultati ottenuti, abbiamo deciso di riportare i dati dell'ecotossicologia sotto forma di "livelli", che indicano la presenza o l'assenza di tossicità e l'eventuale presenza di agenti stimolanti.

Nella tabella successiva sono riportati i risultati delle analisi tossicologiche dei corsi d'acqua costituenti il reticolo idrografico del fiume Clitunno.

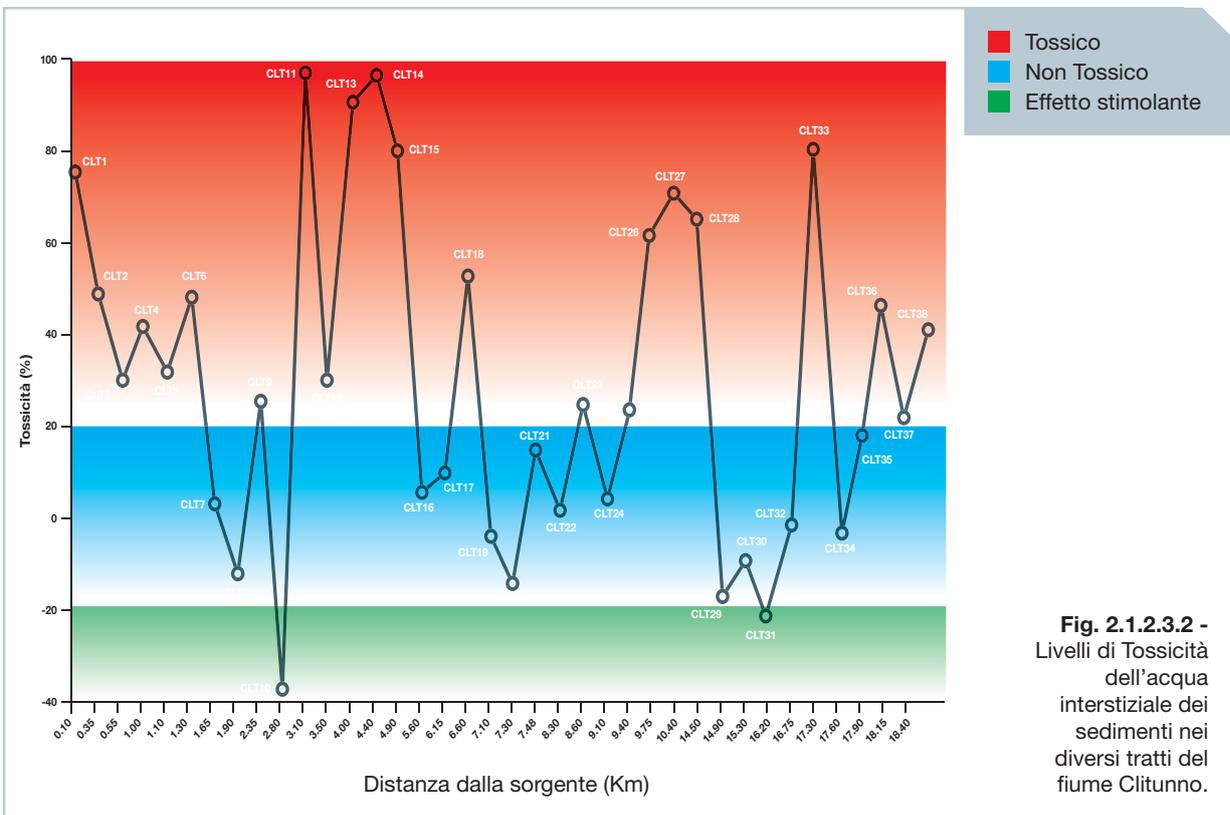
Campione	Località	Livello di tossicità	Tratto di Fiume
CLT 1	Fonti del Clitunno	Tossico	I
CLT 2	Fonti del Clitunno	Tossico	I
CLT 3	Fonti del Clitunno	Tossico	I
CLT 4	Tre Ponti	Tossico	I
CLT 5	Tre Ponti	Tossico	I
CLT 6	Pissignano	Tossico	I
CLT 7	Pissignano	Non tossico	I
CLT 8	Pissignano	Non tossico	I
CLT 9*	Pissignano	Effetto stimolante in soluz. salina Debolmente Tossico in saccarosio	I
CLT 10	Chiesa Tonda	Presenza Stimolanti	II
CLT 11	Choesa Tonda	Tossico	II
CLT 12	Pigge	Tossico	II
CLT 13	Bovara	Tossico	II
CLT 14	Bovara	Tossico	II
CLT 15	Faustana-Cartiere	Tossico	II
CLT 16	Faustana-molino Marani	Non tossico	II
CLT 17	Borgo Trevi	Non tossico	II
CLT 18	Borgo Trevi	Tossico	II
CLT 19	Borgo Trevi	Non tossico	II
CLT 20	S.Maria Pietra Rossa	Non tossico	III
CLT 21	S.Maria Pietra Rossa	Non tossico	III
CLT 22	S.Maria Pietra Rossa	Non tossico	III
CLT 23	-	Tossico	III
CLT 24	Casa del Suffragio	Non tossico	III
CLT 25	Casco dell'Acqua	Tossico	III
CLT 26	Casco dell'Acqua	Tossico	III
CLT 27	Casco dell'Acqua	Tossico	III
CLT 28	Casevecchie	Tossico	III
CLT 29	Torre di Montefalco	Non tossico	III
CLT 30	Torre di Montefalco	Non tossico	III
CLT 31	Torre di Montefalco	Non tossico	III
CLT 32	-	Non tossico	III
CLT 33	Sportone Maderno	Tossico	III
CLT 34**	Voc.pian dei molini	Non tossico	III
CLT 35	Bevagna	Tossico	III
CLT 36	Bevagna	Tossico	III
CLT 37	Bevagna	Tossico	III
CLT 38	Bevagna	Tossico	III

Tab. 2.1.2.3.1 – Tossicità riscontrate nel reticolo idrografico del Clitunno.

Dalla tabella risulta che il 60,5% dei campioni di sedimento dell'asta principale del Clitunno risulta tossica dal punto di vista eco-tossicologico.



La figura 2.1.2.3.1 mostra la situazione delle tre porzioni dell'asta principale del Clitunno. Nel primo tratto, che si estende dalle Fonti del Clitunno a Pissignano, si riscontrano campioni tossici per l'88% dei casi.



Il tratto centrale del fiume, che si estende tra Pissignano e Borgo Trevi, presenta l'85% dei campioni tossici e il 14% con effetto stimolante. Nel tratto finale la situazione tende a migliorare, presentando una percentuale di tossicità di poco superiore al 50% dei campioni.

Come si evince dalla figura 2.1.2.3.2., i livelli di tossicità in funzione della distanza dalle Fonti del Clitunno presentano un andamento altalenante. Questo potrebbe essere giustificato in quanto l'idraulica del fiume determina il luogo ove si accumulano i sedimenti, i quali si addensano non solo nel luogo di contaminazione, ma si depositano in base all'effetto della corrente e alla morfologia dell'alveo.

Per quanto riguarda la tossicità dell'acqua interstiziale dei sedimenti prelevati negli affluenti del fiume Clitunno, non è stata evidenziata la stessa criticità.

Campione	Località	Livello di Tossicità
FSV-1	Pissignano basso	Non tossico
FSV-2	Pissignano basso	Non tossico
FSN-1	Pissignano basso	Non tossico
FSN-2	Pissignano basso	Non tossico
FSN-3	Pissignano basso	Effetto stimolante
FSN-4	Pissignano basso	Non tossico
FMC-1		Non tossico in soluzione salina - Tossico in saccarosio
FTP-1	Tre Ponti	Non tossico
FTP-2	Tre Ponti	Non tossico
ML-1	Pissignano-Bovara	Non tossico
ML-2	Pissignano-Bovara	Agenti stimolanti
ML-3	Pissignano-Bovara	Agenti stimolanti
ML-4	Pissignano-Bovara	Debolmente tossico
SP-1	Bovara	Non tossico
SP-2	Bovara	Debolmente tossico
SP-3	Faustana-Bovara	Non tossico
SP-4	Faustana	Non tossico
SP-5	Borgo Trevi	Non tossico
SP-6	Borgo Trevi	Non tossico
SP-7	Pietra Rossa	Agenti stimolanti

Tab. 2.1.2.3.2 - Livelli di Tossicità dell'acqua interstiziale dei sedimenti prelevati negli affluenti del fiume Clitunno (FSV-Fossa Vecchia, FSN-Fossa Nuova, FMC-Fosso della Fiumicella, FTP-Fosso dei Tre Ponti, ML-Fosso Marroggiola, SP-Fosso della Sportella).

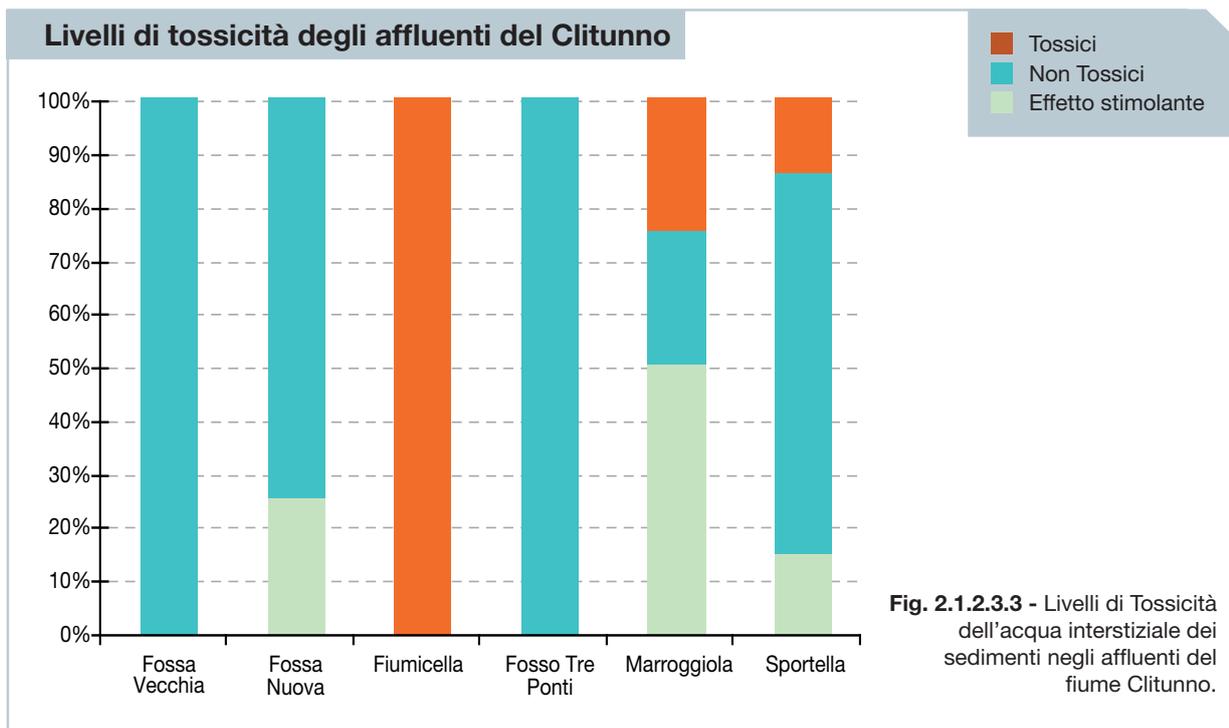


Fig. 2.1.2.3.3 - Livelli di Tossicità dell'acqua interstiziale dei sedimenti negli affluenti del fiume Clitunno.

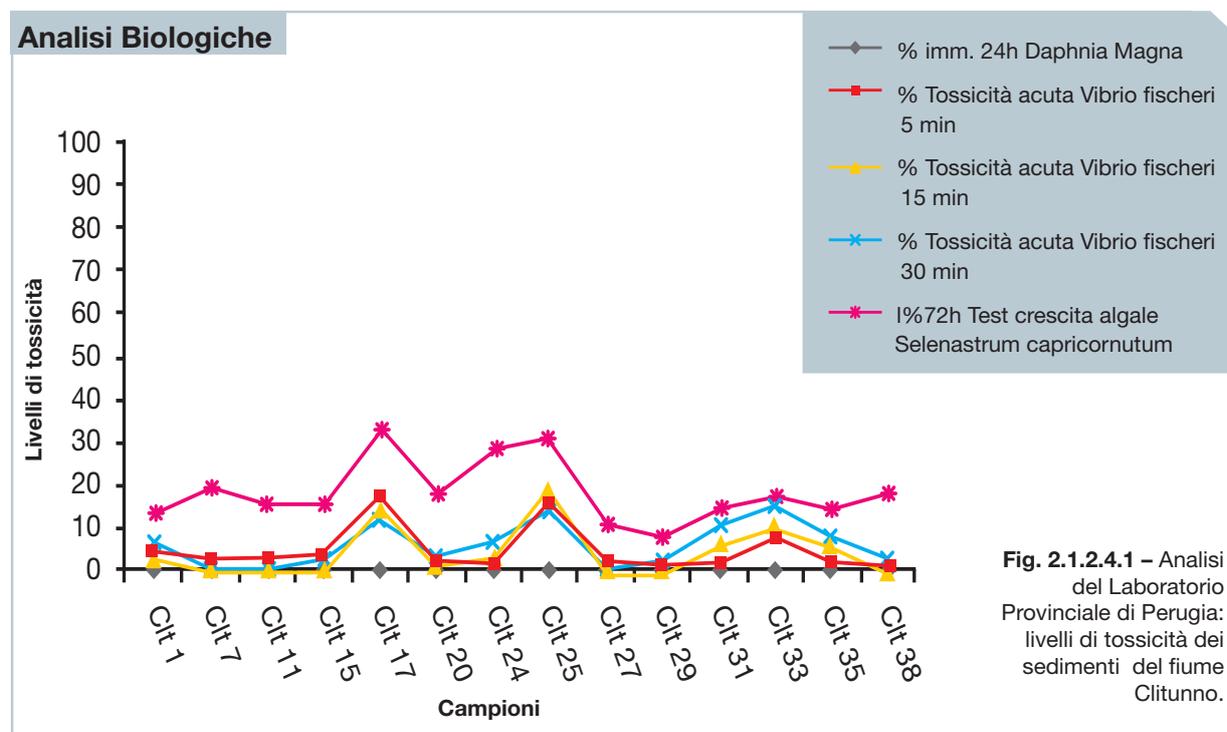
2.1.2.4 Analisi tossicologiche effettuate in laboratorio

Il Laboratorio del Dipartimento Provinciale di Perugia ha effettuato saggi ecotossicologici sull'elutriato estratto dai sedimenti.

I test ecotossicologici sono stati condotti con organismi che appartengono a tre diversi gruppi tassonomici con diverse caratteristiche trofiche ed una diversa sensibilità agli inquinanti: *Selenastrum capricornutum* (alga verde), *Daphnia magna* (crostaceo d'acqua dolce) e *Vibrio fischeri* (batterio bioluminescente).

I metodi utilizzati sono i seguenti:

- **Saggio di tossicità acuta con *Daphnia magna*:** metodo 8020B APAT IRSA-CNR (2003)
- **Saggio di tossicità acuta con *Vibrio fischeri*:** metodo interno, riferimenti metodo 8030 APAT IRSA-CNR (2003), manuale Microtox mod. 500 (1995).
- **Prova di inibizione della crescita algale con *Selenastrum capricornutum*:** metodo interno riferimenti Metodo EPA 1003.0 (1994) – Short-Term Methods For Estimating the Chronic Toxicity of Effluents and Receiving Water to Freshwater Organisms. Standard Methods (1998) 20th Edition. ARPAT (1998). Metodologia di saggio algale per il controllo dei corpi idrici e delle acque di scarico.



Né il saggio con il crostaceo *Daphnia magna*, né i saggi *Microtox* (batteri bioluminescenti), effettuati dal laboratorio provinciale di Perugia, hanno evidenziato livelli di tossicità per i sedimenti del fiume Clitunno. Solo il test di crescita algale ha fornito indici di tossicità apprezzabili. Pur trattandosi di test differenti si nota come quest'ultimo organismo, nelle metodiche utilizzate, si sia dimostrato più sensibile agli agenti tossici.

E' plausibile che non possano essere effettuate correlazioni consistenti tra la tossicità relativa a saggi effettuati con acque interstiziali ed elutriati a causa della molteplice varietà di processi chimici, fisici, biologici coinvolti nelle differenti fasi. Da ciò deriva la discrepanza dei dati ottenuti dal laboratorio mobile e dal laboratorio di Perugia che è da imputare alla differente sensibilità degli organismi impiegati ai diversi substrati utilizzati nei test (elutriato ed acqua interstiziale).

2.1.3 Caratteristiche chimiche dei sedimenti

2.1.3.1 Modalità di campionamento

Per avere una visione più approfondita dello stato ambientale del fiume Clitunno, è stata effettuata anche una caratterizzazione chimica dei sedimenti.

Sono stati raccolti, per mezzo del campionatore Beeker, porzioni profonde di sedimento in grado, non solo di rappresentare l'impatto di eventuali inquinanti a seguito delle recenti emergenze ambientali, ma anche di descriverne il pregresso.

I campioni sono stati prelevati ogni 1000 metri negli stessi punti in cui sono stati effettuati i test tossicologici al fine di poter sovrapporre i dati ed effettuare una valutazione completa degli eventuali fenomeni inquinanti.

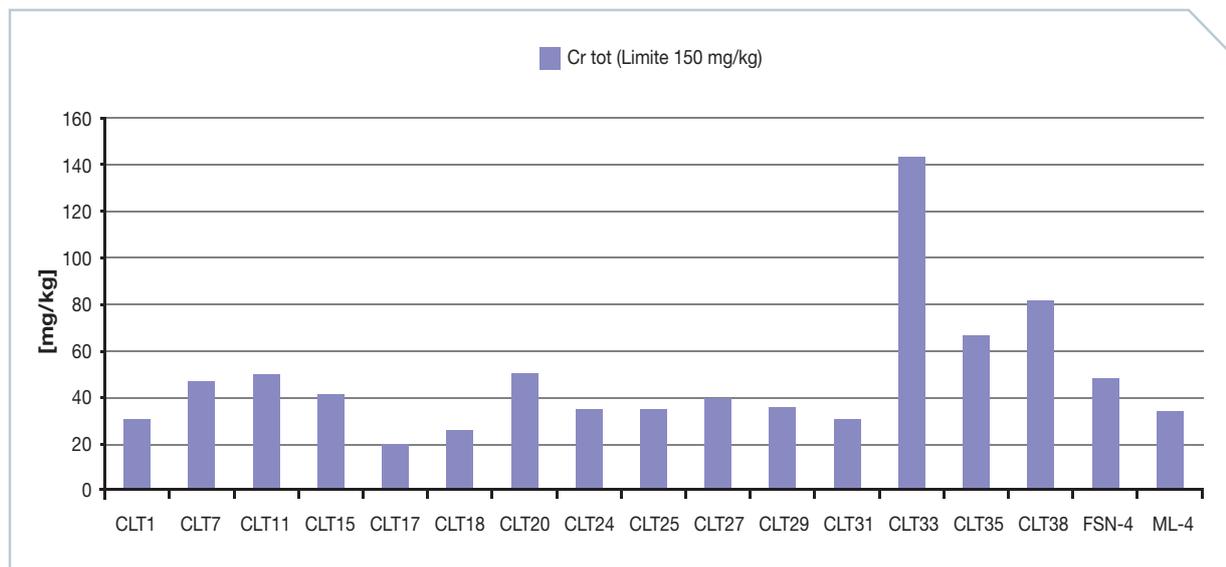
Le carote sono state suddivise in segmenti di 20 cm l'uno in modo da poter confrontare la composizione chimica del livello superficiale, quello biologicamente più attivo su cui sono stati effettuati tutti i test biologici, con quella degli strati più profondi.

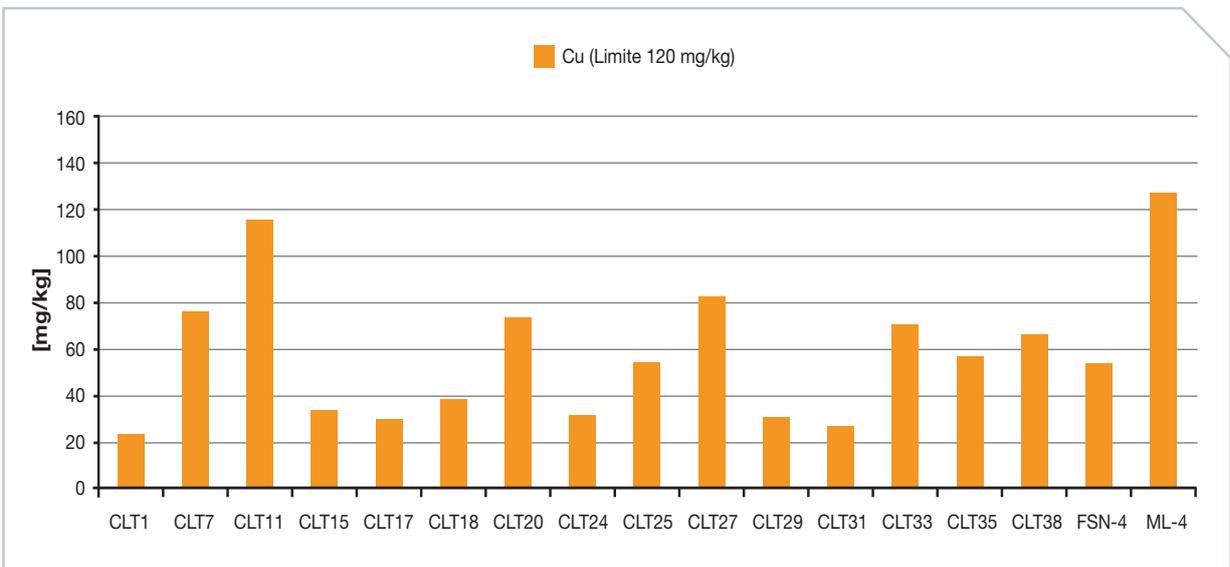
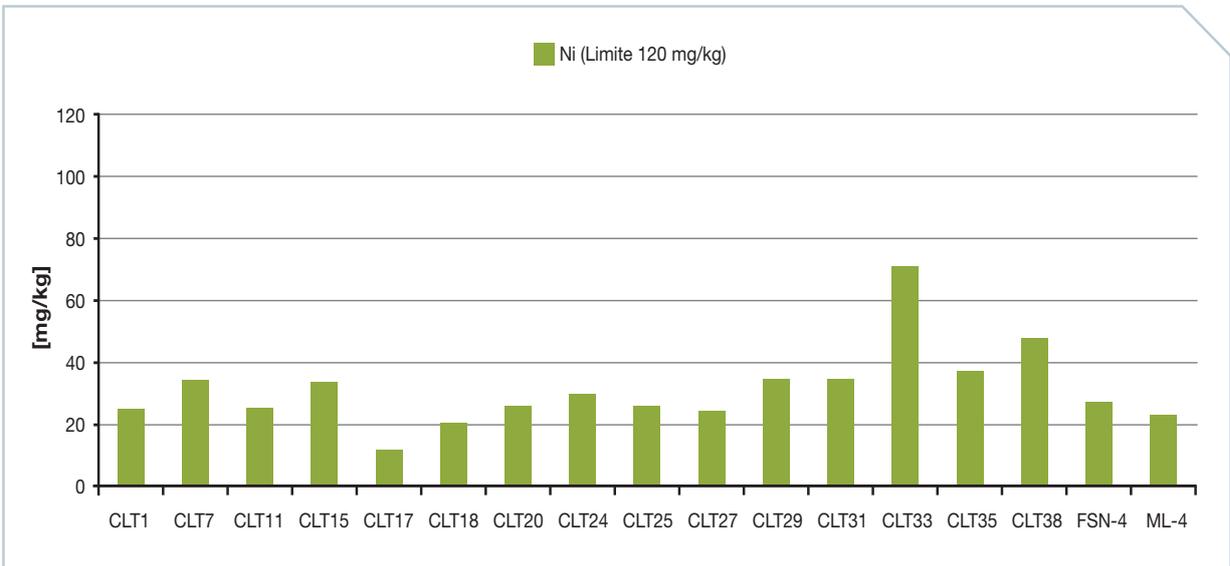
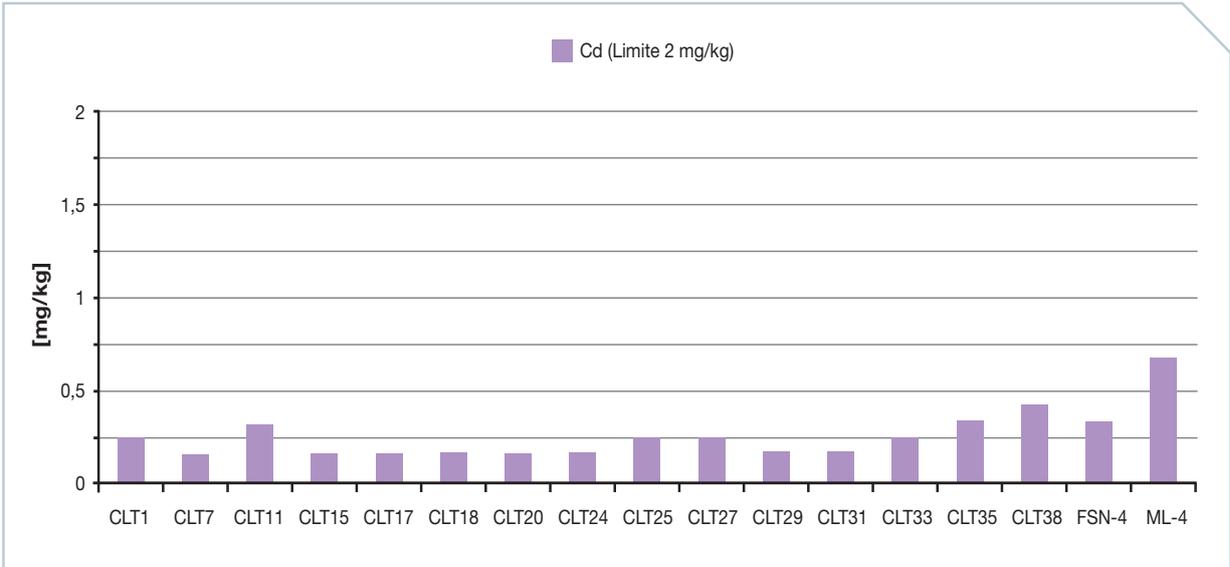
Le sezioni verticali sono state preparate in campo e conservate in recipienti di materiale inerte a 4°C. Le analisi di laboratorio sono state eseguite dal Laboratorio Provinciale di Perugia.

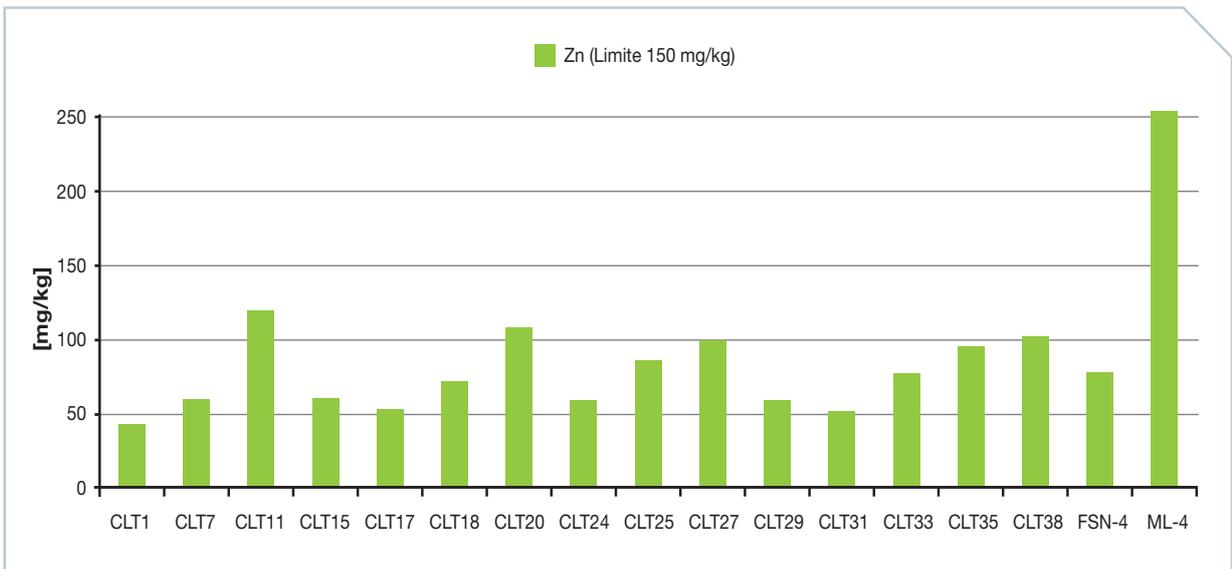
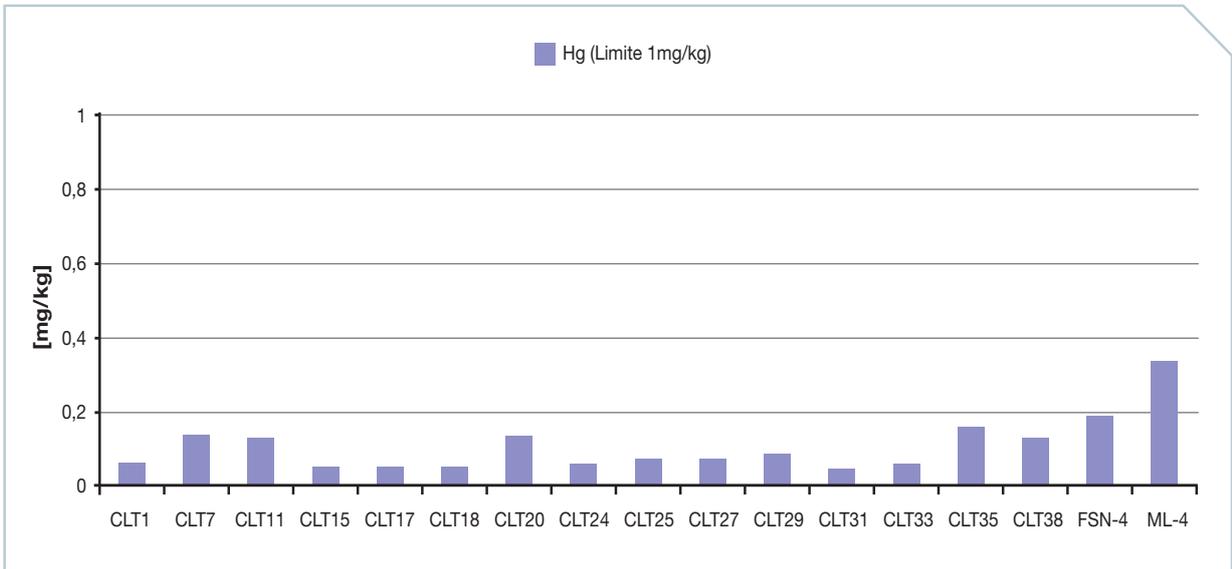
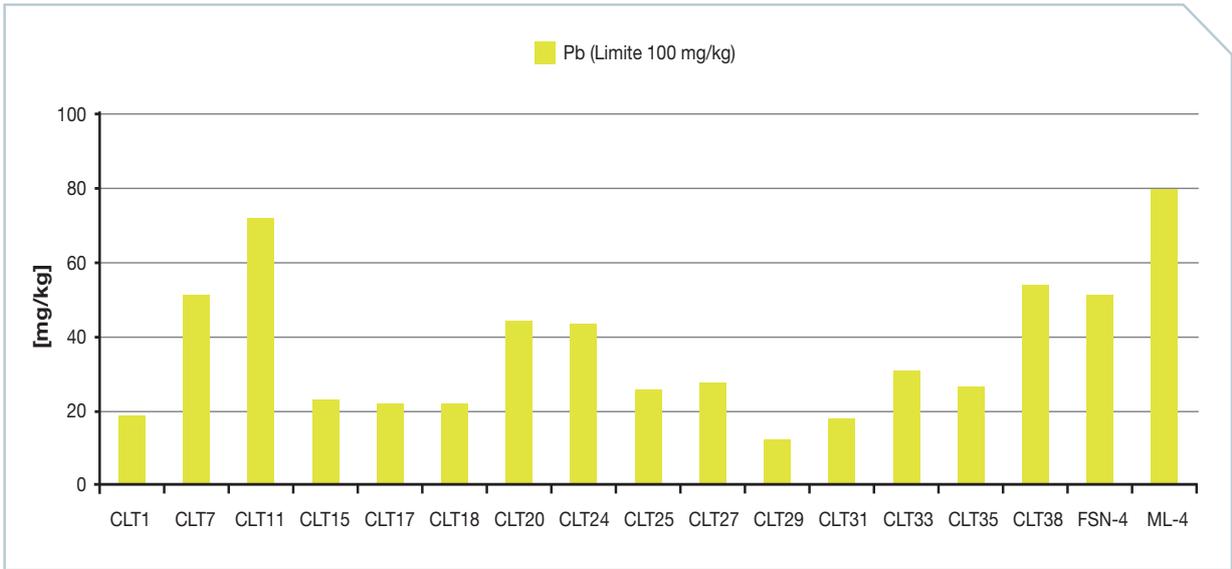
2.1.3.2 Caratterizzazione chimica

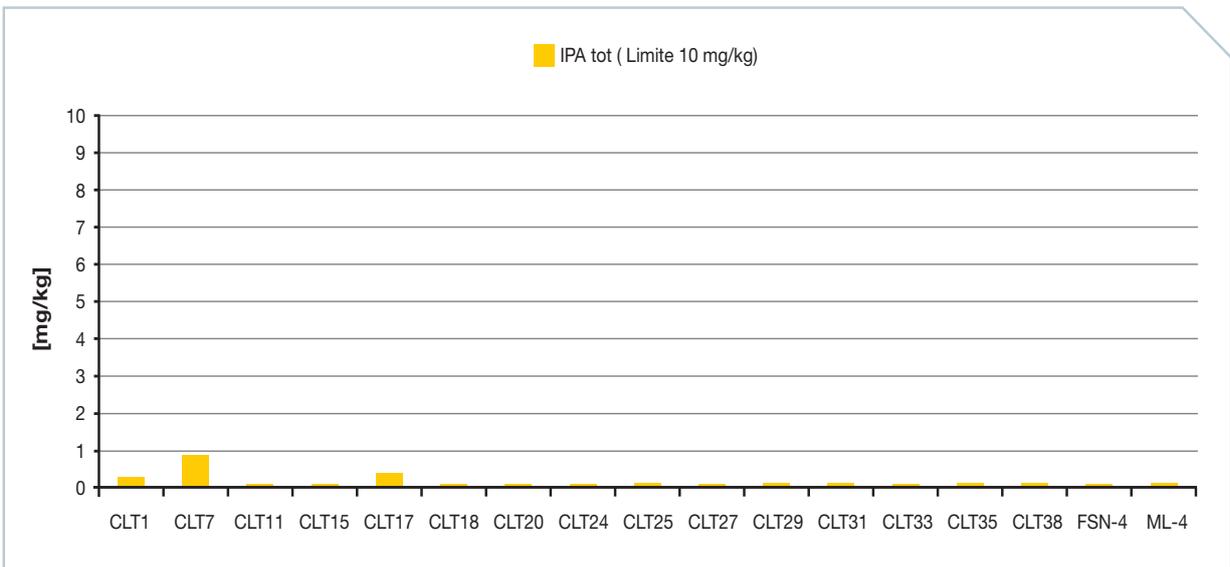
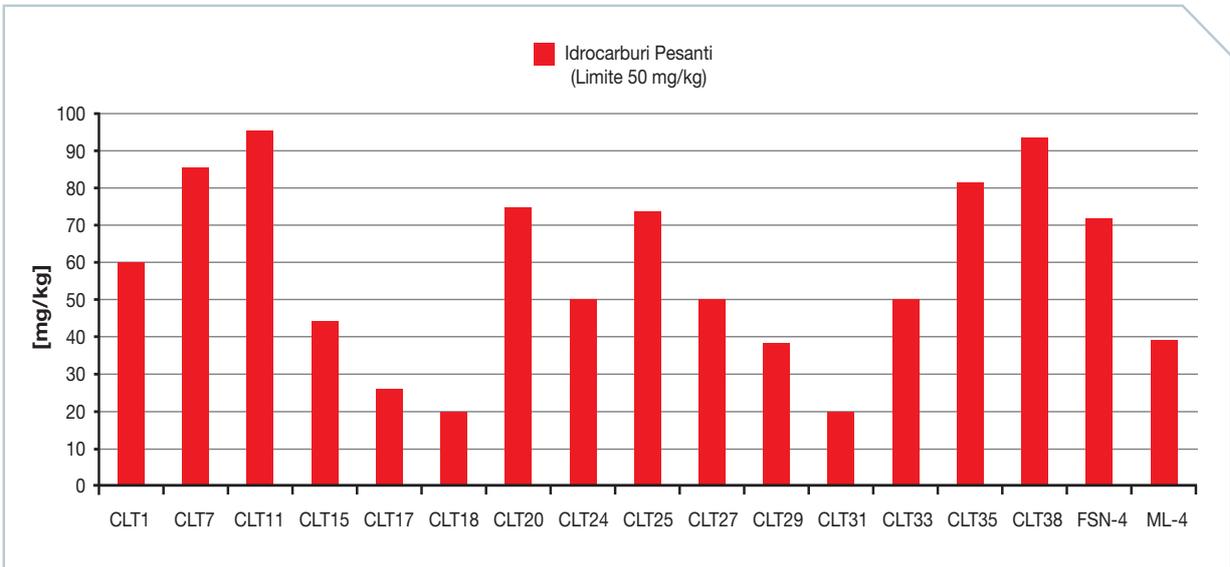
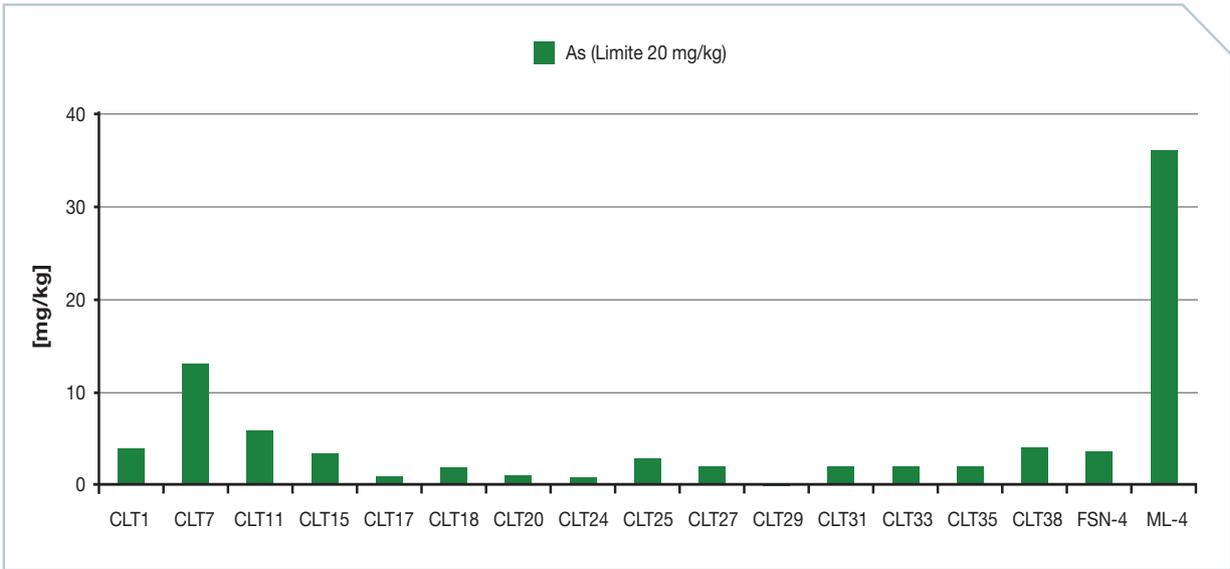
Di seguito riportiamo i dati relativi alla composizione chimica della porzione superficiale dei sedimenti. I limiti di concentrazione indicati in fig. 2.1.3.2.1 sono riferite alla tabella 1 dell'allegato 5 al Titolo V del DLgs. 152/06 relativa a: "Concentrazioni soglia di contaminazione del suolo e del sottosuolo riferiti alla specifica destinazione d'uso dei siti da bonificare". Va sottolineato che l'attuale legislazione non fissa limiti soglia di concentrazione di contaminanti per i sedimenti fluviali.

Fig. 2.1.3.2.1 – Concentrazioni di metalli, Idrocarburi pesanti ed IPA riscontrate nella porzione superficiale dei sedimenti.









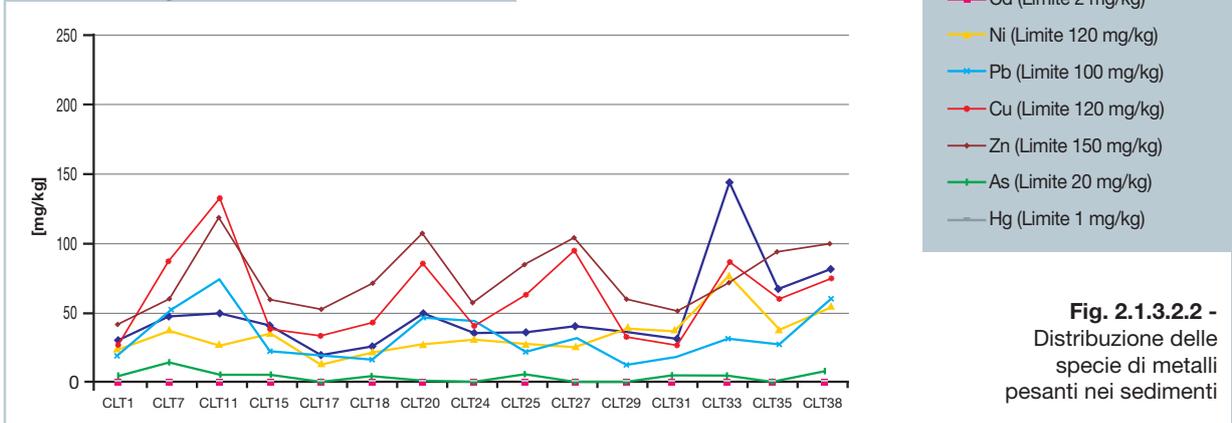
I dati riferiti all'asta principale del Clitunno mostrano chiaramente che non vi sono particolari criticità relative alla presenza di metalli pesanti, ad eccezione del campione denominato CLT11 prelevato in località Chiesa Tonda, che presenta concentrazioni di rame superiori a 120 mg/kg.

Per quanto riguarda gli idrocarburi pesanti (C>12), abbiamo una percentuale di campioni del 50% circa che supera i 50 mg/kg, distribuiti in tutto il corso d'acqua. La metodica di analisi adottata esclude l'origine vegetale di tali composti, che sono pertanto riconducibili ad attività antropiche.

Differente è la situazione dell'affluente Marroggiola nel quale sono stati riscontrati per tre specie chimiche (rame, arsenico e zinco) valori che superano i limiti utilizzati come riferimento. Pur essendo incerta l'origine di questi elementi è da notare che a valle della confluenza con il Marroggiola in località Chiesa Tonda (CLT 11) la concentrazione dei metalli in questione tende ad aumentare anche nel fiume Clitunno: in particolare la concentrazione di rame supera il valore soglia riportato nel DLgs.152/06.

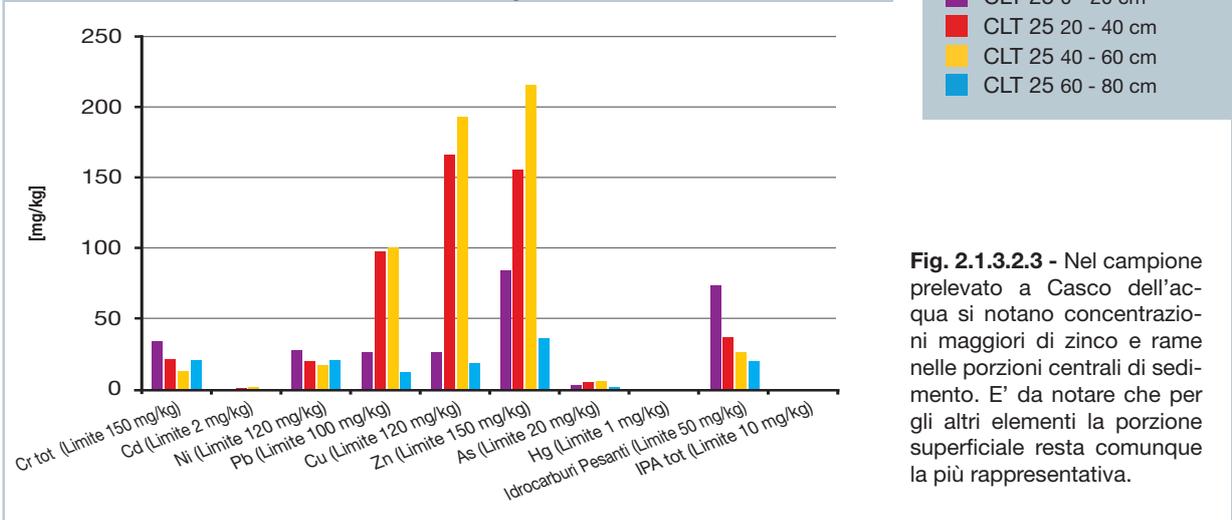
Di seguito, in figura, è riportata la distribuzione delle specie chimiche nei sedimenti. In particolare nei prelievi presso Chiesa Tonda (CLT 11), S.Maria Pietra Rossa (CLT20) e Casco dell'acqua (CLT27), si riscontrano contemporaneamente picchi di concentrazione di cromo, rame piombo e zinco; questi metalli sembrano avere la stessa distribuzione all'interno del sedimento.

Distribuzione delle concentrazioni dei metalli pesanti nei sedimenti



Di seguito riportiamo gli istogrammi delle carote per le quali è stato possibile effettuare la caratterizzazione chimica fino ad 80 cm di profondità. In generale la porzione superficiale dei sedimenti presenta le maggiori concentrazioni delle sostanze presenti. Si nota che nelle porzioni più profonde, in linea di massima, le concentrazioni di metalli e di idrocarburi tendono a diminuire.

Caratterizzazione verticale del campione si sedimento CLT25



Caratterizzazione verticale del campione si sedimento CLT33

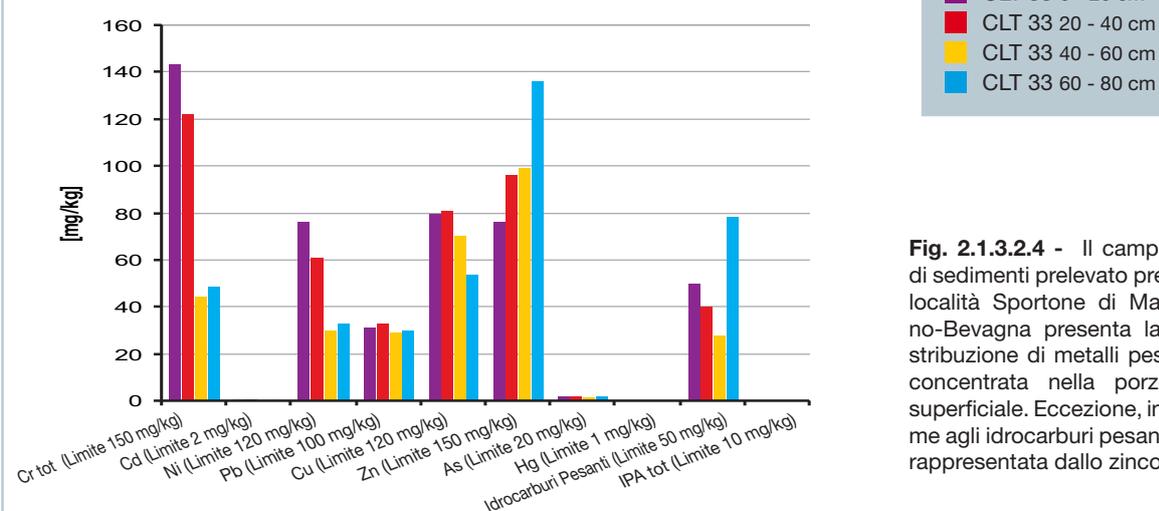


Fig. 2.1.3.2.4 - Il campione di sedimenti prelevato presso località Sportone di Maderno-Bevagna presenta la distribuzione di metalli pesanti concentrata nella porzione superficiale. Eccezione, insieme agli idrocarburi pesanti, è rappresentata dallo zinco.

Caratterizzazione verticale del campione si sedimento FSN4

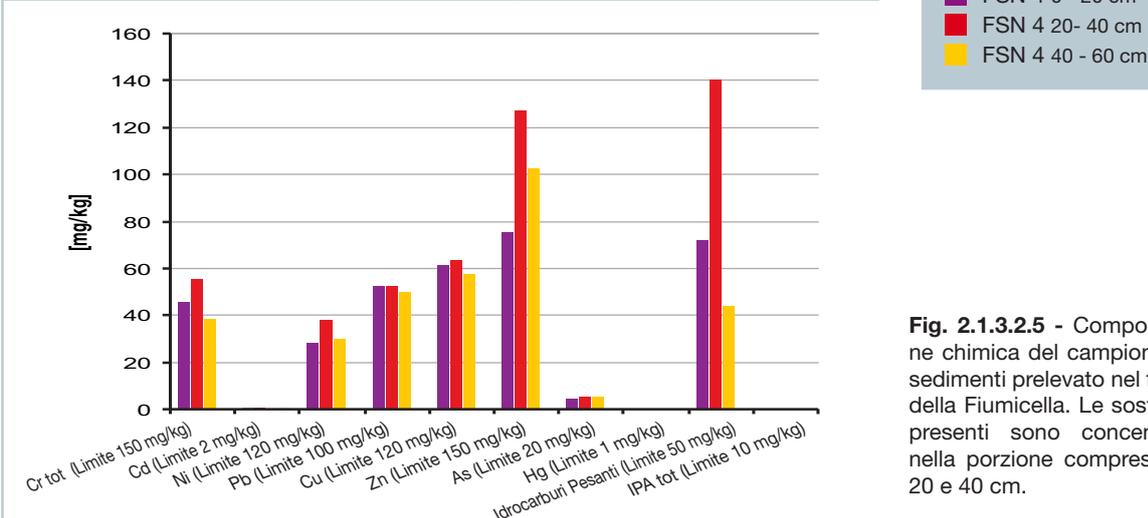


Fig. 2.1.3.2.5 - Composizione chimica del campione di sedimenti prelevato nel fosso della Fiumicella. Le sostanze presenti sono concentrate nella porzione compresa tra 20 e 40 cm.

Caratterizzazione verticale del campione si sedimento ML4

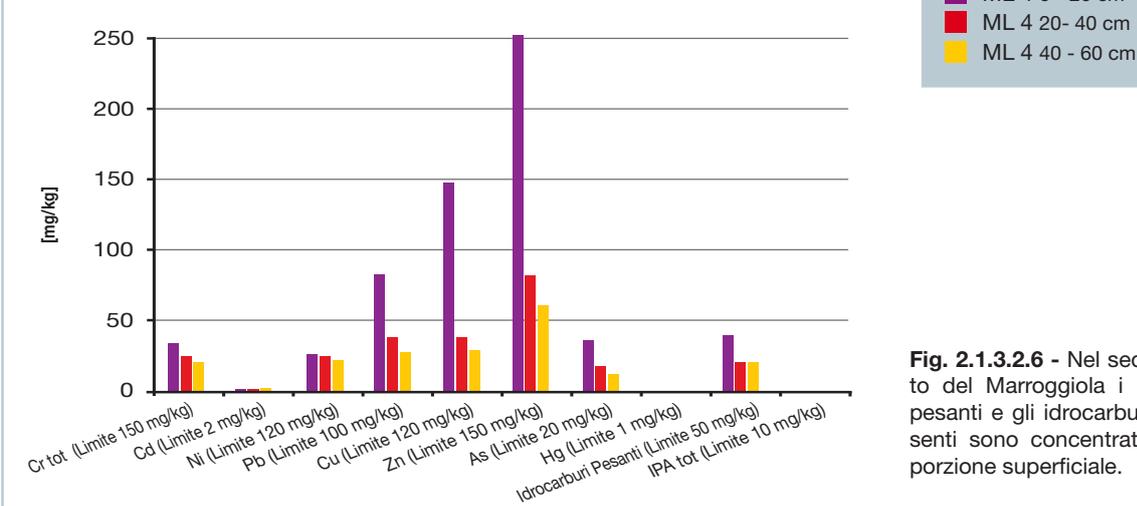


Fig. 2.1.3.2.6 - Nel sedimento del Marroggiola i metalli pesanti e gli idrocarburi presenti sono concentrati nella porzione superficiale.

2.1.3.2.1 Area sperimentale per l'intervento di rimozione dei sedimenti fini

Il Clitunno è caratterizzato dalla presenza massiccia di sedimenti fini distribuiti in modo disomogeneo lungo tutto l'alveo. Per le sue caratteristiche idrauliche, il fiume non è in grado di rimuoverli in modo naturale. Tra le azioni proposte per il miglioramento della qualità ambientale del fiume, si riconosce la necessità di intervenire nei punti critici, asportando i depositi di sedimenti fini dal letto fluviale, mediante opportune tecniche ingegneristiche (cfr. 5.1.1). Tale necessità nasce dal fatto che i depositi sono caratterizzati da un'ecotossicità diffusa delle acque interstiziali (oltre il 60% dei campioni esaminati) e da un impatto visivo/olfattivo decisamente sgradevole.

Il tratto fluviale con le maggiori criticità è stato localizzato in prossimità di Casco dell'Acqua; tale zona può essere identificata come "area sperimentale di intervento" (vedere fig. 2.1.3.2.1.1), ove eventualmente effettuare le prime operazioni di rimozione. A tale scopo, sono stati prelevati campioni della porzione superficiale di sedimento in tre punti distinti: Casa del Suffragio (CLTS3) e a monte/ valle dell'abitato di Casco dell'Acqua (CLTS4 e CLTS5) (fig. 2.1.3.2.1.1).



Fig. 2.1.3.2.1.1 – Localizzazione dell'area sperimentale di intervento ove effettuare eventuali azioni di rimozione del sedimento fine. I cerchi rossi indicano i punti di prelievo dei campioni di sedimento utilizzati per verificare la possibilità di riutilizzo del materiale.

La rimozione dei sedimenti fini deve essere necessariamente abbinata ad un piano di riutilizzo o smaltimento del materiale estratto dall'alveo. La possibilità di riutilizzare il materiale in seno al corpo idrico (rafforzamento degli argini, ecc.) rappresenta sicuramente, dal punto di vista economico, la soluzione più vantaggiosa al problema. Tuttavia, la destinazione del materiale rimosso dall'alveo, se spostato all'interno delle acque superficiali, è subordinata a quanto espressamente indicato nella Direttiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo del 19.11.08, Art. 2, comma 3. A tale scopo, sono state effettuate alcune analisi di tipo chimico e biologico, che consentono di stabilire con maggior dettaglio le caratteristiche dei sedimenti. I risultati delle analisi sono sintetizzati in tabella 2.1.3.2.1.1.

Codice punto	Idrocarburi pesanti (mg/kg)	PCB totali (mg/kg)	IPA totali (mg/kg)	Pesticidi organoclorurati (mg/kg)	Escherichia coli (ufc/100ml)	Salmonella
CLT S3	< 20	< 0.01	0.2	< 0.01	1300	assente
CLT S4	50	< 0.01	<0.01	< 0.01	3480	assente
CLT S5	40	< 0.01	<0.01	< 0.01	2100	assente

Tab. 2.1.3.2.1.1 – Risultati delle analisi effettuate sui campioni di sedimento prelevati nell'area sperimentale di intervento.

Sarà necessario valutare, attraverso un'analisi del rischio, il livello di pericolosità del materiale, al fine di stabilirne la destinazione e le corrette procedure di estrazione. Si rimanda tale compito ad un tavolo tecnico al quale, oltre ad ARPA Umbria, partecipino gli altri soggetti pubblici coinvolti nelle azioni di risanamento del fiume Clitunno.

2.1.4 Analisi statistica dei dati

Le analisi effettuate in questo studio sono volte a descrivere la composizione chimica dei campioni senza operare una normalizzazione dei dati rispetto alla non omogeneità granulometrica delle differenti sezioni di sedimento; alcune componenti chimiche, infatti, possono esibire differenti proprietà di adsorbimento nei confronti delle diverse frazioni granulometriche. Possiamo affermare che i dati riferiti alla porzione superficiale, sulla quale sono stati effettuati anche i test biologici, sono certamente i più significativi poiché il sedimento fine apicale raccolto in tutto il reticolo fluviale è caratterizzato da una granulometria piuttosto omogenea. In considerazione di ciò, l'analisi statistica è stata effettuata solo sui dati relativi alla porzione superficiale del sedimento.

Inizialmente, sono state effettuate delle regressioni lineari per evidenziare eventuali tendenze nelle concentrazioni di ogni singolo analita, procedendo dalle Fonti del Clitunno verso Bevagna. Successivamente, utilizzando metodi di statistica multivariata, sono state verificate le correlazioni esistenti tra i vari parametri analizzati, per ravvisare la presenza di eventuali interdipendenze. Infine, attraverso l'analisi delle componenti principali, si è tentato di determinare alcuni "fattori ambientali" che, in numero decisamente inferiore ai parametri analizzati, fossero comunque rappresentativi dello stato ambientale del fiume Clitunno, consentendo osservazioni di sintesi. Tali osservazioni devono essere considerate solo parzialmente esaustive, sia per il numero limitato di dati sperimentali utilizzati nell'analisi statistica, sia per la componente di "soggettività" propria di questo genere di studi a carattere interpretativo.

2.1.4.1. Distribuzione dei singoli elementi

I parametri analizzati sono stati messi in relazione con le localizzazioni dei campioni, ottenendo dei grafici che mostrano i valori di concentrazione, a vari livelli di profondità, in funzione della distanza dalla sorgente; su di essi è stata raffigurata la linea di tendenza.

In figura 2.1.4.1.1 è raffigurato l'andamento del cromo totale. La regressione lineare effettuata sulle porzioni superficiali di sedimento (0-40 cm) mostra una tendenza all'aumento delle concentrazioni procedendo verso Bevagna. Tale andamento è praticamente ripetuto anche nelle porzioni più profonde, anche se il numero limitato di campioni ne riduce la significatività. Occorre notare la presenza di un campione (CLT33) che contribuisce pesantemente alla linea di tendenza sopra descritta.

Il nichel, anche se non rappresentato, mostra un andamento pressoché analogo.

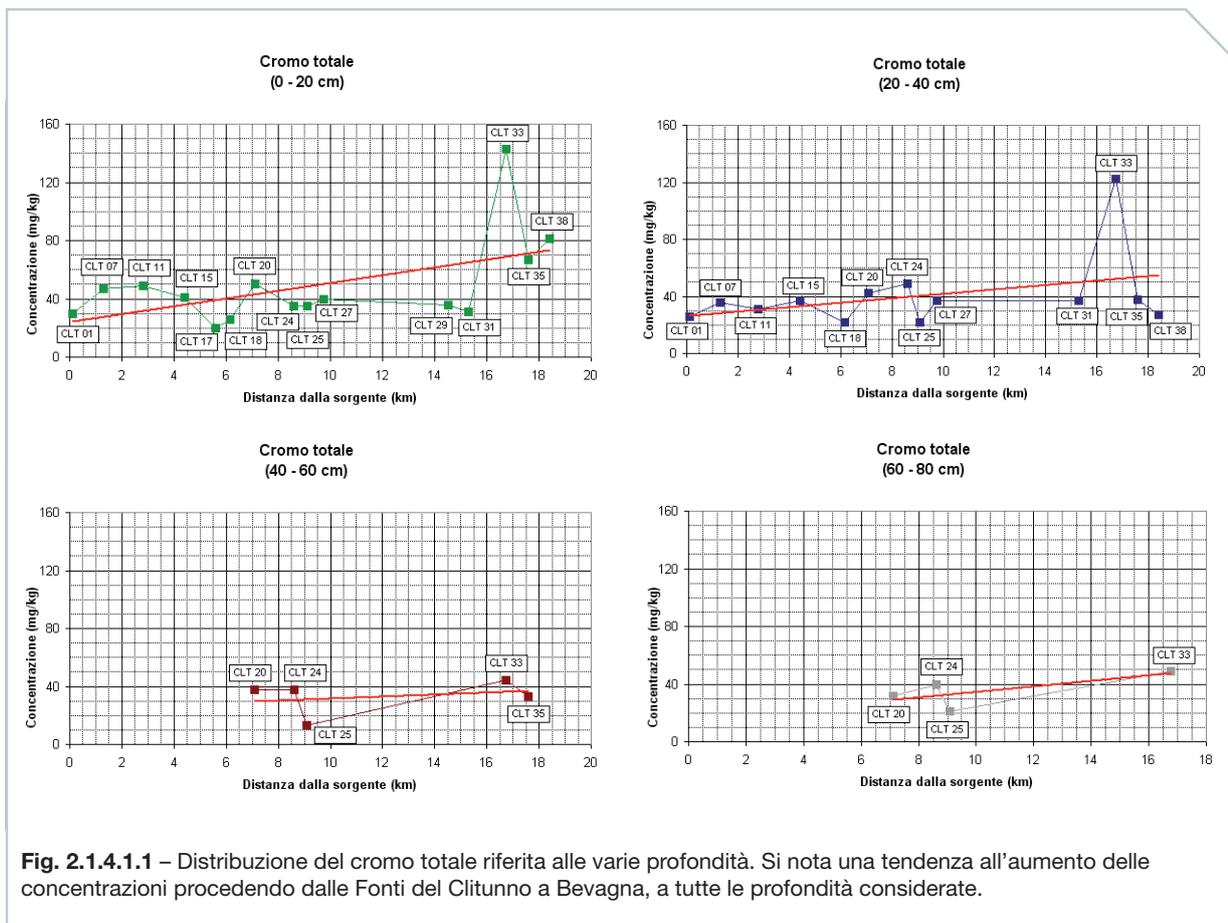


Fig. 2.1.4.1.1 – Distribuzione del cromo totale riferita alle varie profondità. Si nota una tendenza all'aumento delle concentrazioni procedendo dalle Fonti del Clitunno a Bevagna, a tutte le profondità considerate.

Vi è anche un elemento, l'arsenico, la cui linea di tendenza presenta un andamento opposto (Fig. 2.1.4.1.2) sia nella porzione superficiale che in quelle più profonde di sedimento, con maggiori concentrazioni nel primo tratto fluviale. In particolare, nei primi 20 cm di sedimento, le concentrazioni più elevate di arsenico sono state riscontrate in prossimità del campione CLT7, prelevato a monte della confluenza con il Marroggiola. Considerando che il campione ML4 relativo al Marroggiola (vedere figura 2.1.3.2.1) presenta una concentrazione di arsenico (36 mg/kg s.s.) che supera il limite consentito, possiamo supporre che nell'area in esame, relativa al Fosso Tre ponti e al sottobacino del Marroggiola, vi sia o vi sia stata una fonte di inquinamento presumibilmente di origine agricola, vista la tipologia dei terreni interessati. Tale considerazione dovrà essere supportata da ulteriori analisi.

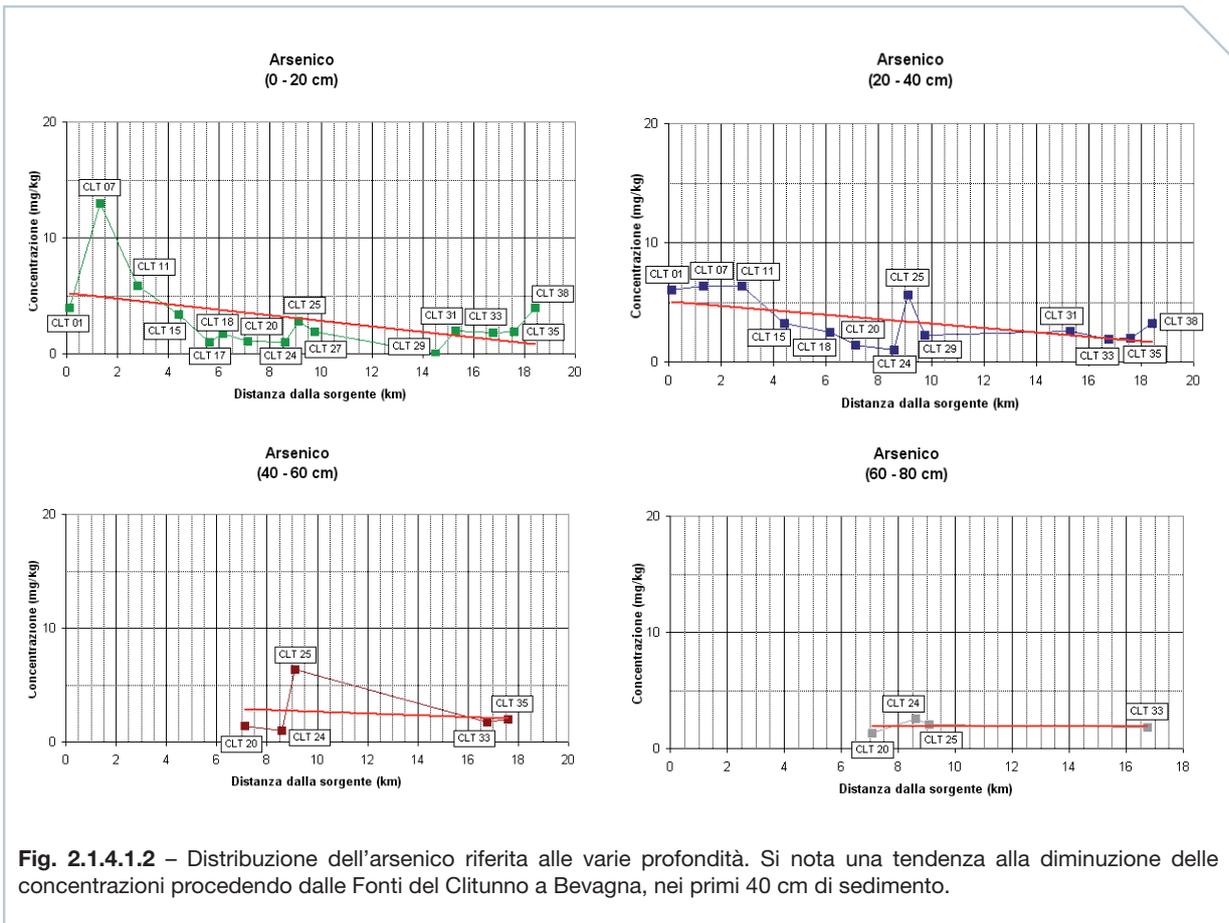


Fig. 2.1.4.1.2 – Distribuzione dell'arsenico riferita alle varie profondità. Si nota una tendenza alla diminuzione delle concentrazioni procedendo dalle Fonti del Clitunno a Bevagna, nei primi 40 cm di sedimento.

Per quanto riguarda gli altri analiti non illustrati graficamente, non si riscontrano particolari tendenze. Tale andamento suggerisce che il carico inquinante sia distribuito nell'intera asta del fiume senza particolari accumuli in zone definite e senza dar luogo a concentrazioni sostanzialmente crescenti o decrescenti procedendo verso valle.

2.1.4.2 Analisi delle componenti principali

I dati sono stati elaborati utilizzando applicativi dedicati all'analisi statistica multivariata, al fine di verificare la presenza di eventuali correlazioni. La matrice iniziale è costituita da 15 righe, pari al numero di campioni prelevati lungo l'asta principale del fiume Clitunno, e da 13 colonne, pari agli analiti rilevati. Nei dati analitici non sono stati inclusi i saggi di tossicità acuta con *Daphnia magna*, poiché i valori riscontrati sono sempre pari a zero. Inoltre, per quanto illustrato nel paragrafo 2.1.4, sono stati presi in considerazione solo i dati relativi alla porzione superficiale di sedimento (0-20 cm) considerata granulometricamente omogenea, trascurando le sezioni profonde.

I dati analitici caratterizzati da concentrazioni inferiori al limite di rilevabilità strumentale sono stati inseriti come $\frac{1}{2}$ del valore stesso.

Elaborando i dati di partenza si è ottenuta una matrice di correlazione che mostra, attraverso un coefficiente matematico, il legame reciproco tra le variabili. Ovviamente, la correlazione sarà tanto più stretta quanto più il coefficiente è prossimo ad 1.

	Idrocarburi pesanti	IPA tot	Cr tot	Cd	Ni	Pb	Cu	Zn	As	Hg	Tox A	Tox B	Tox C
Idrocarburi pesanti	1,00	0,15	0,34	0,33	0,20	0,51	0,45	0,13	0,01	0,38	0,14	-0,18	0,15
IPA tot	0,15	1,00	-0,17	-0,17	-0,15	0,08	0,01	-0,22	0,21	0,02	-0,10	-0,12	0,26
Cr tot	0,34	-0,17	1,00	0,22	0,92	0,13	0,26	0,05	-0,11	0,06	0,31	-0,07	-0,06
Cd	0,33	-0,17	0,22	1,00	0,12	0,67	0,69	0,80	0,74	0,79	0,24	0,59	-0,32
Ni	0,20	-0,15	0,92	0,12	1,00	-0,03	0,05	-0,10	-0,12	-0,07	0,19	-0,18	-0,10
Pb	0,51	0,08	0,13	0,67	-0,03	1,00	0,83	0,73	0,66	0,78	0,08	0,40	-0,11
Cu	0,45	0,01	0,26	0,69	0,05	0,83	1,00	0,83	0,66	0,72	0,27	0,31	-0,23
Zn	0,13	-0,22	0,05	0,80	-0,10	0,73	0,83	1,00	0,83	0,84	0,08	0,60	-0,30
As	0,01	0,21	-0,11	0,74	-0,12	0,66	0,66	0,83	1,00	0,81	0,00	0,63	-0,28
Hg	0,38	0,02	0,06	0,79	-0,07	0,78	0,72	0,84	0,81	1,00	-0,17	0,65	-0,32
Tox A	0,14	-0,10	0,31	0,24	0,19	0,08	0,27	0,08	0,00	-0,17	1,00	-0,23	-0,14
Tox B	-0,18	-0,12	-0,07	0,59	-0,18	0,40	0,31	0,60	0,63	0,65	-0,23	1,00	-0,11
Tox C	0,15	0,26	-0,06	-0,32	-0,10	-0,11	-0,23	-0,30	-0,28	-0,32	-0,14	-0,11	1,00

Tab. 2.1.4.2.1 – Correlazioni tra i parametri analizzati: IPA_{TOT} = Idrocarburi policiclici aromatici totali, Cr_{TOT} = Cromo totale, Cd = Cadmio, Ni = Nichel, Pb = Piombo, Cu = Rame, Zn = Zinco, As = Arsenico, Hg = Mercurio, Tox A = Tossicità acuta *Vibro fischeri* con acqua interstiziale, Tox B = Tossicità acuta *Vibro fischeri* con elutriato, Tox C = Test crescita algale *Selenastrum capricornutum* con elutriato. In rosso sono evidenziati i fattori di correlazione significativi.

Dalla matrice di correlazione, ove i legami significativi sono stati evidenziati in rosso, si possono trarre le seguenti considerazioni:

1. gli idrocarburi pesanti risultano correlati con il piombo: tale legame potrebbe indicare un'origine comune di questi analiti come residui di combustibili, presenti sul manto stradale e trasportati nel fiume dalle acque di dilavamento;
2. il cromo è strettamente correlato con il nichel: tale associazione è dovuta all'analogo comportamento chimico delle due specie nei processi ossido-riduttivi, con precipitazione in forma di idrossidi di ferro e manganese;
3. i metalli pesanti (cadmio, rame, zinco, mercurio) e arsenico sono tra loro strettamente correlati: ciò lascia supporre un'origine comune che potrebbe derivare da attività produttive (gli scarichi della zona industriale di Campello sul Clitunno, in passato, erano rilasciati nel *Fossa Nuova*) e/o agricole (pesticidi, erbicidi, ecc.);
4. gli idrocarburi policiclici aromatici (IPA) non sono correlati alle altre variabili;
5. la tossicità acuta determinata con *Vibro fischeri* sull'elutriato è legata alla presenza di alcuni metalli pesanti, quali cadmio, zinco, mercurio e arsenico; di contro, la tossicità acuta determinata con *Vibro fischeri* sull'acqua interstiziale non presenta alcuna correlazione. Ciò sta ad indicare che la tossicità acuta determinata sull'acqua interstiziale è presumibilmente dovuta alla presenza di altre sostanze non contemplate nelle analisi chimiche. Occorre inoltre sottolineare che nell'acqua interstiziale si ritrovano solamente le sostanze fortemente idrosolubili e immediatamente biodisponibili, mentre nell'elutriato tali sostanze, presenti nel sedimento, sono estratte mediante lavaggio della matrice solida; nell'acqua interstiziale, quindi, tali elementi non si ritrovano in soluzione;
6. il test di crescita algale con *Selenastrum capricornutum* sull'elutriato non presenta correlazioni con altre variabili.
- 7.

Attraverso l'analisi delle componenti principali, si è tentato di ridurre il numero di variabili che descrivono il sistema, ottenendo un numero limitato di fattori in grado di descrivere, con analoga valenza, lo stato ambientale del fiume Clitunno. Elaborando i dati con un applicativo dedicato, è stata determinata una matrice di correlazione dalla quale è stato possibile dedurre i fattori più significativi.

Variabile	Fattore 1	Fattore 2	Fattore 3	Fattore 4
Cr_{tot}	0,053613	0,965264	0,080791	0,150280
Cd	0,898916	0,032809	0,027651	-0,149854
Ni	-0,105946	0,975056	-0,018071	0,015359
Pb	0,832634	-0,128866	0,205150	0,351378
Cu	0,932561	0,002894	0,066625	0,225901
Zn	0,884075	-0,029204	-0,148187	0,325648
As	0,328265	-0,088646	0,787114	0,187181
Hg	0,311820	0,007375	0,003125	0,875656
Idrocarburi Pesanti	0,071961	0,179301	0,130153	0,925572
IPA_{tot}	-0,161649	-0,018096	0,862869	-0,026955
Var. sp.	3,402984	1,941402	1,457145	1,985040
Prp. Tot	0,340298	0,194140	0,145714	0,198504

Tab. 2.1.4.2.2 – Estrazione delle componenti principali. Sono evidenziati in rosso i pesi >0.7. Var.sp.: Varianza spiegata; Prp. tot.: Proporzione totale.

In tabella 2.1.4.2.2 sono illustrati i 4 fattori caratterizzati da un autovalore >1 e pertanto ritenuti maggiormente significativi. I fattori ottenuti possono essere descritti nel modo seguente:

- Fattore 1** - Associazione di cadmio, piombo, rame e zinco.
- Fattore 2** - Associazione cromo – nichel
- Fattore 3** - Associazione arsenico – IPA
- Fattore 4** - Associazione mercurio-idrocarburi pesanti

Il fattore 1 è associato esclusivamente ai metalli pesanti. Osservando l'andamento del fattore 1 in funzione della distanza dalle Fonti del Clitunno, si nota una tendenza generale all'aumento, procedendo verso Bevagna.

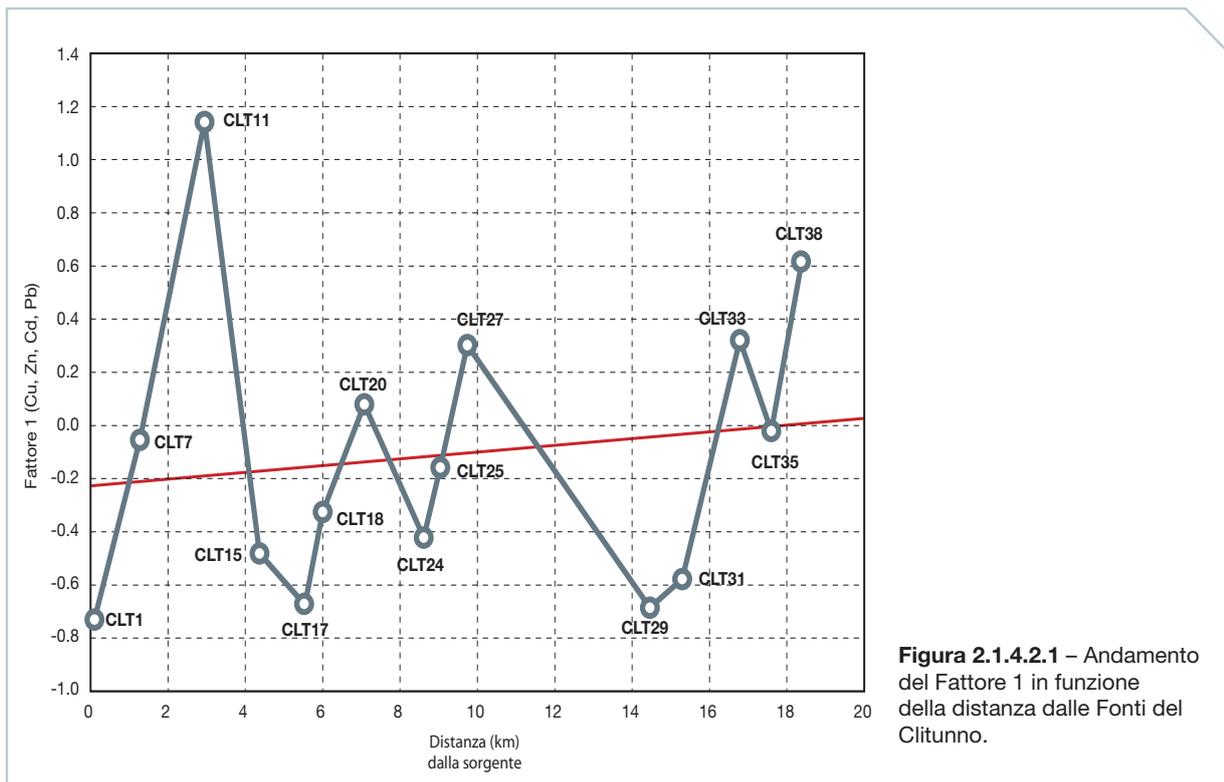


Figura 2.1.4.2.1 – Andamento del Fattore 1 in funzione della distanza dalle Fonti del Clitunno.

Osservando le planimetrie relative alla distribuzione dei punti di campionamento e degli scarichi, si può osservare quanto segue:

1. La fig. 2.1.4.2.1 mostra alcuni tratti di maggior variabilità: il primo tratto, tra le Fonti del Clitunno e località Chiesa Tonda, è caratterizzato da un marcato incremento del fattore 1; tale aumento potrebbe essere ricondotto alla presenza di numerosi scarichi (vedere parte III Tav. n° 4) di tipo prevalentemente domestico, concentrati in loco. Pissignano-Chiesa Tonda. Occorre sottolineare che il punto di campionamento denominato CLT11, cui corrisponde il picco massimo del fattore 1, è localizzato immediatamente a valle della confluenza con il Marroggiola, ove si sono riscontrati valori di arsenico, rame e zinco eccedenti i limiti normativi e, in ogni caso, valori piuttosto elevati di tutti i metalli.
2. Il secondo tratto, compreso tra Chiesa Tonda e loc. Faustana, è caratterizzato da una brusca diminuzione del fattore 1, cui corrisponde l'assenza pressoché totale di scarichi.
3. Il terzo tratto, localizzato tra loc. Faustana e S. Maria Pietra Rossa, è caratterizzato da un nuovo incremento del fattore 1, cui è associabile la presenza di numerosi scarichi, sia di tipo civile (loc. Faustana) che di tipo agricolo (tra Borgo Trevi e S. Maria Pietra Rossa).
4. Il quarto tratto, compreso tra S. Maria Pietra Rossa e Casa del Suffragio è caratterizzato da una nuova diminuzione del fattore 1, cui corrisponde l'assenza totale di scarichi.
5. Il quinto tratto, localizzato tra Casa del Suffragio e Casco dell'Acqua, è caratterizzato da un nuovo incremento del fattore 1; tale incremento corrisponde ad un marcato aumento del numero degli scarichi rilevati nel corso del Clitunno, soprattutto a Casco dell'Acqua, sprovvisto di rete fognaria.
6. Il sesto tratto, localizzato tra Casco dell'Acqua e Torre di Montefalco, è caratterizzato da una forte diminuzione del fattore 1, associata all'assenza di scarichi.
7. Il sesto ed ultimo tratto, localizzato tra Torre di Montefalco e Bevagna, mostra un marcato incremento del fattore 1; questa parte del fiume Clitunno è caratterizzata dalla presenza di numerosi scarichi di varia origine, concentrati in particolare a Torre di Montefalco.

Dall'analisi dei dati, sintetizzata in fig. 2.1.4.2.2, si può pertanto affermare l'esistenza di un legame tra l'andamento del fattore 1 e la presenza di scarichi; tale correlazione supporta l'ipotesi che gli scarichi possano essere responsabili dell'inquinamento da metalli riferiti al fattore 1.

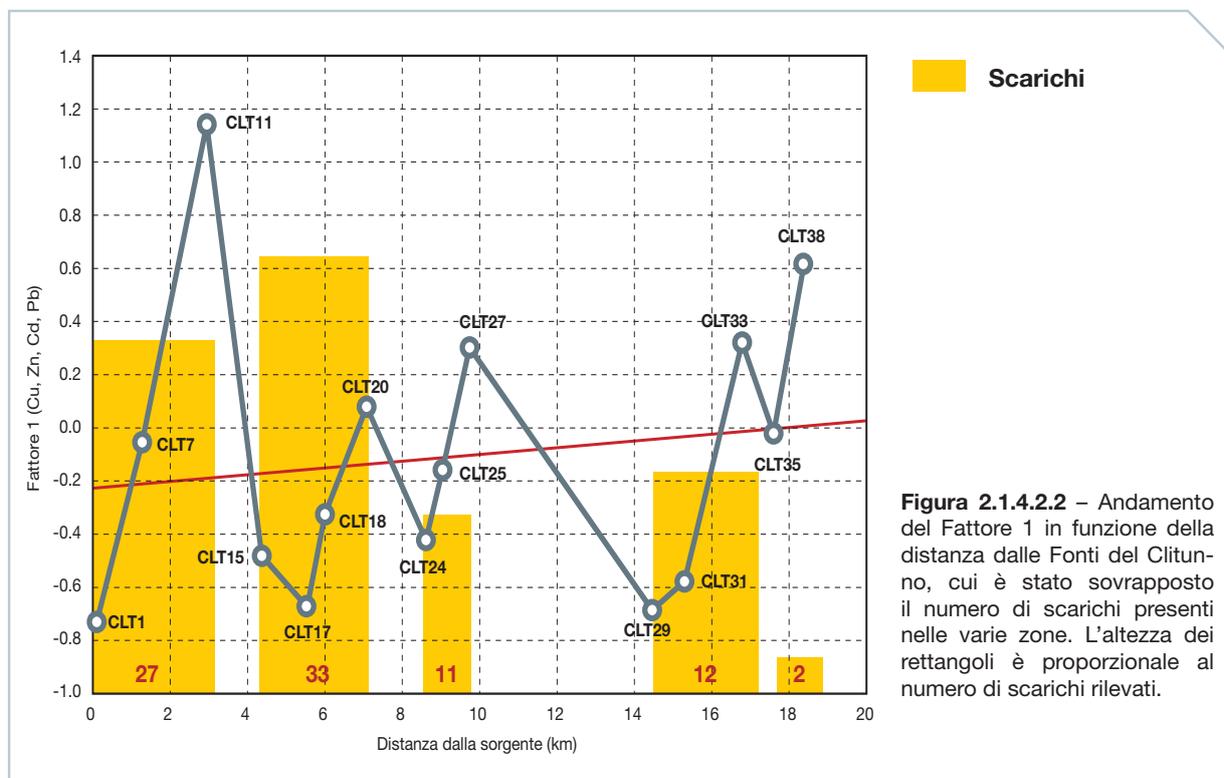


Figura 2.1.4.2.2 – Andamento del Fattore 1 in funzione della distanza dalle Fonti del Clitunno, cui è stato sovrapposto il numero di scarichi presenti nelle varie zone. L'altezza dei rettangoli è proporzionale al numero di scarichi rilevati.

Il fattore 2 è dato dall'associazione di cromo e nichel. Osservando la figura 2.1.4.2.3, si può notare una tendenza all'aumento del fattore 2 procedendo verso Bevagna. In particolare, il campione denominato CLT33, localizzato presso lo Sportone di Maderno, è caratterizzato da un valore del fattore 2 molto elevato, che influenza pesantemente la linea di tendenza. Tale campione è stato prelevato a valle di un impianto industriale di cromatura. Nonostante lo stabilimento non recapiti più nel fiume Clitunno, i sedimenti analizzati anche nella porzione più profonda presentano valori di cromo totale molto elevati, prossimi al limite normativo.

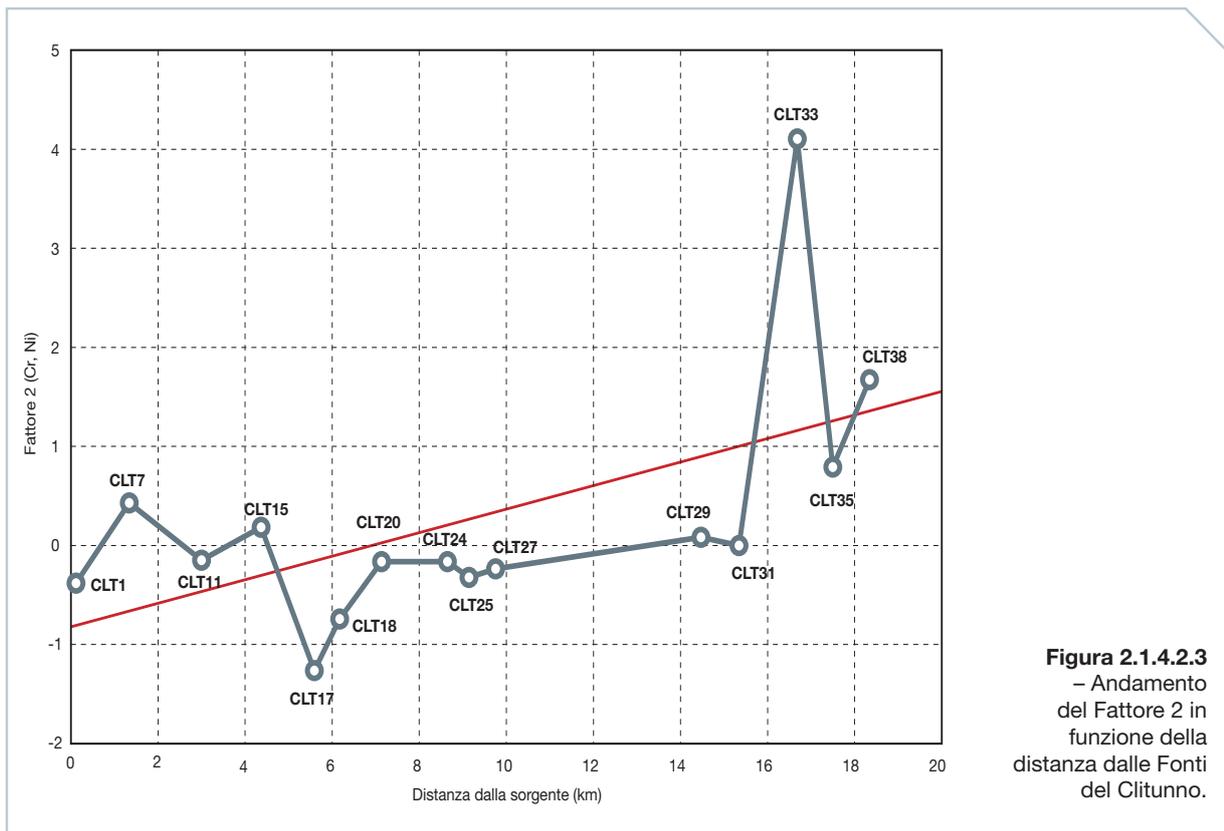


Figura 2.1.4.2.3
 – Andamento
 del Fattore 2 in
 funzione della
 distanza dalle Fonti
 del Clitunno.

La presenza di IPA nel fattore 3 e mercurio nel fattore 4 che, nella maggior parte dei campioni, presentano concentrazioni inferiori al limite di rilevabilità strumentale, non garantisce la significatività dei fattori stessi, che non saranno pertanto commentati.

2.2 Mappatura degli scarichi

Nell'ambito del progetto, particolare attenzione è stata rivolta alla problematica degli scarichi, pubblici e privati, che recapitano direttamente nel Clitunno e nei suoi affluenti (F.sso della Fossa Nuova, F.sso della Fossa Vecchia, Fosso della Fiumicella, F.sso dei Tre Ponti, F.sso Marrogiola e F.sso della Sportella). Gli scarichi, in quanto fonte reale o comunque potenziale di inquinamento, condizionano lo stato ambientale di un corso d'acqua; da qui la necessità di avere un quadro conoscitivo dettagliato del loro numero, della loro localizzazione e, laddove possibile, tipologia.

Una ricostruzione esaustiva è stata effettuata a partire dalla raccolta di tutti i dati esistenti, seguita da un'azione in campo, volta ad approfondire ed aggiornare le conoscenze acquisite. Il lavoro in campo ha permesso non solo l'individuazione degli scarichi mediante osservazione diretta, ma anche una prima caratterizzazione di quelli attivi, per mezzo del campionamento e delle analisi effettuate sul posto. I dati acquisiti nel corso della campagna hanno permesso la redazione di una carta tematica dell'intera rete idrografica del fiume Clitunno, ove sono stati riportati tutti gli scarichi censiti e quelli sui quali sono state effettuate le analisi chimiche.

2.2.1. Dati di partenza

In primo luogo, sono state raccolte tutte le informazioni esistenti reperibili presso vari Enti pubblici quali Province e Comuni. I lavori reperiti ed utilizzati per avere un quadro conoscitivo di riferimento sono essenzialmente due: il Catasto degli Scarichi, redatto dalla Provincia di Perugia nell'ambito del progetto "Fiume Clitunno" e il Censimento degli Scarichi sul Fiume Clitunno, realizzato dal Comune di Trevi lungo il tratto di fiume di sua competenza.

In base al Catasto degli Scarichi della Provincia di Perugia, relativo all'anno 1994, risulta che gli scarichi esistenti sul fiume Clitunno, da Campello a Bevagna, erano in totale 151, di cui il 74% di tipo civile, il 17% industriale e il 9% zootecnico. Su 151 scarichi, ben 83 (pari al 55% del totale) recapitavano direttamente nel fiume.

Ad oggi la situazione è in qualche misura cambiata, soprattutto per quanto riguarda gli scarichi civili e industriali. Si può considerare, a titolo di esempio, la rete fognaria dell'abitato di Campello sul Clitunno: gli scarichi della zona industriale e parte degli scarichi civili, fino alla fine del 2006 recapitavano nella Fossa Nuova, da cui prendeva origine il F.sso della Fossa Nuova; da qui, attraverso il F.sso dei Tre Ponti prima e della Marroggiola poi, i reflui entravano nel fiume Clitunno in località Chiesa Tonda. Dall'inizio del 2007, la Fossa Nuova non viene più utilizzata e tutti i reflui di Campello sul Clitunno recapitano all'impianto di depurazione, che rilascia nel torrente Marroggia.

Per quanto riguarda gli scarichi che insistono sui rami secondari del fiume Clitunno, non c'era alcun dato disponibile, per cui si è proceduto direttamente con il rilevamento in campo.

2.2.2. Modalità di rilevamento degli scarichi

Il rilevamento degli scarichi lungo il Clitunno è stato effettuato mediante un'osservazione diretta del corso d'acqua, sia dagli argini che dal suo intero. L'intero fiume, dalle Fonti del Clitunno a Bevagna, è stato percorso a piedi lungo gli argini e, simultaneamente, nello stesso alveo, utilizzando una piccola imbarcazione in vetroresina. In questo modo è stata effettuata una duplice osservazione, che ha permesso di individuare molti scarichi altrimenti non visibili per la presenza di una folta vegetazione.

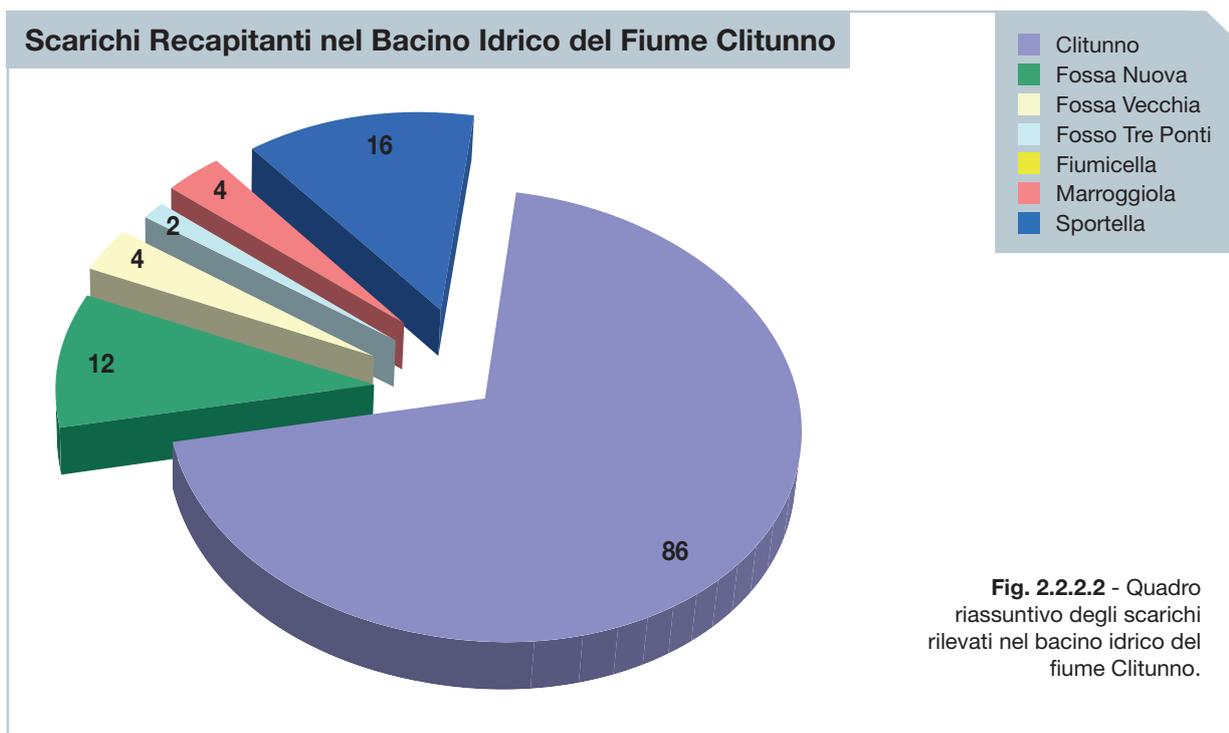


Fig. 2.2.2.1 – Esempi di scarichi rilevati nel corso principale del Clitunno (SC10-Località Pissignano, SC18-Località Chiesa Tonda, SC62/SC65-Località Casco dell'Acqua, SC75-Torre di Montefalco, SC85-Bevagna).

In alcuni tratti, per la presenza di ostacoli lungo l'alveo, non è stato possibile procedere con la barca. In questi casi il rilevamento è stato effettuato solamente dall'esterno, procedendo simultaneamente lungo le due sponde.

Il rilevamento degli scarichi lungo gli affluenti del fiume Clitunno è stato effettuato senza l'ausilio dell'imbarcazione, poiché le dimensioni e le portate dei corsi d'acqua hanno consentito osservazioni esaurienti procedendo semplicemente a piedi lungo gli argini.

Per ogni scarico individuato è stata compilata una scheda nella quale sono stati riportati il codice del punto, le sue coordinate geografiche (Gauss-Boaga) ed una breve descrizione dello stesso; inoltre, sono state indicate la localizzazione all'interno dell'alveo (riva destra o sinistra) e, laddove possibile, la tipologia di scarico. Ogni scheda è stata corredata di documentazione fotografica. Sono state prese in esame tutte le strutture di recapito visibili, quali tubazioni, canali e canalette, anche se apparentemente non utilizzate, senza poterne specificare l'utilizzo (agricolo, civile e industriale); dal momento che non è stato possibile raccogliere in campo informazioni sull'origine dello scarico, sui proprietari o sulla loro natura, questo lavoro non può essere considerato un vero e proprio censimento; per approfondimenti in tal senso si rimanda al Catasto degli Scarichi, redatto dalla Provincia di Perugia.



Tutti gli scarichi che rilasciavano nel fiume al momento del rilevamento sono stati analizzati dal punto di vista chimico e tossicologico.

Sono stati individuati 124 scarichi, 12 dei quali sono stati campionati ed analizzati in campo. Come si evince dalla tabella 2.2.2.1, il Clitunno presenta il numero più elevato di scarichi, mentre il corso d'acqua con la maggior incidenza di scarichi per chilometro è il Fossa Vecchia, ove la quasi totalità di questi è costituita da drenaggi ad uso agricolo.

Corso d'acqua	Tratto fluviale (km)	Scarichi	Scarichi / km	Scarichi analizzati
Fiume Clitunno	18.4	86	4.67	11
F.sso Fossa Nuova	2.5	12	4.8	-
Fossa Vecchia	0.6	4	6.7	-
F.sso della Fiumicella	1.0	-	-	-
F.sso dei Tre Ponti	0.8	2	2.5	1
F.sso Marroggiola	1.0	4	4	-
F.sso della Sportella	5.0	16	3.2	-
Totale	29.3	124	4,2	12

Tab. 2.2.2.1 - Quadro riassuntivo degli scarichi lungo l'asta principale del Clitunno ed i suoi affluenti. Sono indicati il numero degli scarichi relativi ad ogni corso d'acqua, la densità espressa in numero di scarichi per chilometro ed il numero di scarichi analizzati.

2.2.3 Monitoraggio degli scarichi attivi

Nell'attività di monitoraggio sono stati prelevati campioni di reflui da dodici scarichi che rilasciavano nel fiume al momento del rilevamento.

Il campionamento è stato effettuato direttamente dalle condotte di scarico mediante un bicchiere orientabile in polipropilene da 500 ml, posto all'estremità di un'asta telescopica. Su questi campioni sono state eseguite determinazioni chimiche e tossicologiche direttamente in campo, con l'ausilio della strumentazione a corredo del laboratorio mobile.

2.2.3.1 Test tossicologici

I test di tossicità acuta sono stati effettuati in campo con batteri bioluminescenti (*Vibrio fischeri*); per approfondimenti in merito ai test effettuati si rimanda ai paragrafi 2.1.2.2 e 2.1.2.3.

In tabella 2.2.3.1.1 sono riportati i risultati ottenuti per ogni scarico esaminato.

Campione	Localizzazione	Livello di Tossicità
SC 16	Chiesa Tonda	Tossico
SC 25	Chiesa Tonda	Tossico
SC 31	Mulino Marani	Non tossico
SC 35	Faustana	Non tossico
SC 36	Borgo Trevi	Tossico
SC 38	Borgo Trevi	Tossicità variabile in funzione della diluizione
SC 62	Casco dell'Acqua	Non tossico
SC 64	Casco dell'Acqua	Tossico
SC 65	Casco dell'Acqua	Tossico
SC 69	Casco dell'Acqua	Tossico
SC 71	Casco dell'Acqua	Non tossico
STP 1	Pissignano Basso	Effetto stimolante

Tab 2.2.3.1.1 - Risultati dei test di tossicità acuta effettuati sugli scarichi attivi.

I dati relativi ai campioni SC35 e SC38 mostrano un aumento della tossicità in corrispondenza delle diluizioni effettuate. Non potendo definire la composizione chimica dettagliata dei campioni, è ragionevole supporre che tale effetto sia dovuto sia alle variazioni di pH, sia alle diluizioni in acqua salina, che potrebbero rendere maggiormente biodisponibili le sostanze tossiche.

Il 50% dei campioni sono risultati tossici, il 42% non tossici ed un solo campione presenta un effetto stimolante. Va sottolineato che è stato possibile analizzare solo una piccola porzione degli scarichi presenti, vale a dire quelli attivi al momento dei rilievi; tuttavia, si può ragionevolmente supporre che la maggior parte degli scarichi rilevati sia comunque attiva. Pertanto, il dato risulta allarmante vista l'incidenza negativa delle sostanze rilasciate nell'ecosistema fluviale.

2.2.3.2 Analisi chimiche

Le analisi chimiche sono state effettuate utilizzando tecniche spettrofotometriche. Va sottolineato che tali test rappresentano uno screening iniziale e forniscono dati utili per la segnalazione di possibili superamenti dei limiti di emissioni in acque superficiali.

La caratterizzazione chimica dei reflui è stata effettuata analizzando i seguenti parametri: COD, azoto ammoniacale (N/NH_4^+), nitrati (NO_3^-), azoto totale, fosforo totale, fenoli, tensioattivi anionici, tensioattivi non ionici. La scelta di questi è stata condotta in base alla tipologia delle attività produttive presenti nell'area esaminata e alla presenza di nuclei abitati che recapitano direttamente nei corsi d'acqua.

Tali parametri forniscono indicazioni relative allo stato ambientale del fiume Clitunno e alle sostanze rilasciate a seguito dell'incidente occorso presso lo stabilimento Umbria Olii, le quali potrebbero essere tuttora recapitate in alveo da alcuni drenaggi ad uso agricolo.

In tabella 2.2.3.2.1 sono illustrati i risultati delle analisi chimiche effettuate dal laboratorio mobile sui campioni prelevati dagli scarichi attivi.

Codice punto	N_{TOT} (mg/l)	N/NH_4^+ (mg/l)	N/NO_3^- (mg/l)	P_{TOT} (mg/l)	Fenoli (mg/l)	COD (mg/l)	Tensioattivi Tot mg/l
SC 16	-	>60	6.82	-	4.9	666	5.3
SC 25	5.01	3.11	4.73	0.11	0.383	455	12.6
SC 31	1.36	0.065	4.76	0.142	0.03	45.9	7.657
SC 35	65.6	>60	3.87	17.6	2.79	144	0.615
SC 36	148	>60	4.5	33.7	5.51	662	7.7
SC 38	1.5	0.03	5.22	0.674	0.04	37.6	0.317
SC 62	1.67	0.149	3.89	0.135	0.04	12.1	0.176
SC 64	16.8	10.1	15.5	1.38	3.25	351	6.66
SC 65	116	>60	2.7	38.2	3.73	353	6.2
SC 69	26.3	27.4	2.41	6.65	1.18	352	9.9
SC 71	3.48	0.054	1.99	0.371	0.38	87.9	5.63
STP1	1.6	1.56	0.052	0.1	0.351	2.58	0.25

Tab 2.2.3.2.1 – Analisi chimiche effettuate sui campioni prelevati dagli scarichi attivi al momento del rilevamento.

Per avere un'idea della pericolosità delle sostanze rilasciate dagli scarichi, a titolo di riferimento, è stato effettuato un confronto con i limiti illustrati in tabella 3 dell'allegato 5 parte III del DLgs. 152/06, relativa a: "Valori limite di emissioni in acque superficiali e in fognatura – scarico in acque superficiali". Si ritiene che i limiti indicati nel

DLgs. 152/06 rappresentino un riferimento più appropriato dei valori limite di emissione indicati nel D.G.R. n° 1171 del 09.07.07 (Direttiva tecnica regionale – Disciplina degli scarichi delle acque reflue) in quanto, in questa fase del progetto, non è possibile valutare il numero di abitanti equivalenti (AE) riferito alle singole condotte di scarico.

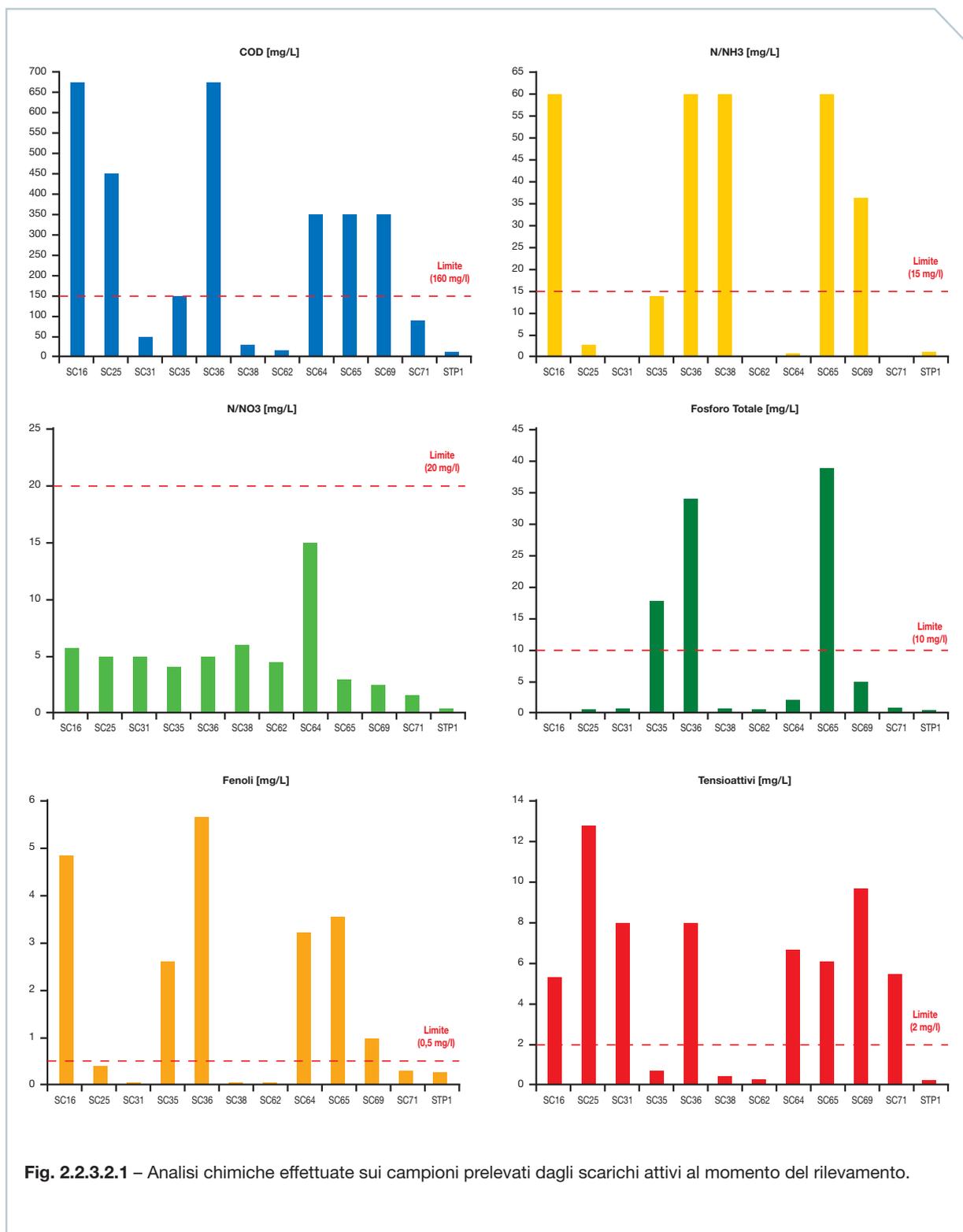


Fig. 2.2.3.2.1 – Analisi chimiche effettuate sui campioni prelevati dagli scarichi attivi al momento del rilevamento.

L'analisi dei dati chimici pone in evidenza che il 50% degli scarichi esaminati oltrepassa abbondantemente i limiti della Domanda Chimica di Ossigeno (COD) e della concentrazione di fenoli. Analogamente, circa il 42% degli scarichi esaminati supera la soglia di concentrazione per l'azoto ammoniacale. Per quanto riguarda i tensioattivi totali, circa il 60% dei campioni supera notevolmente il limite consentito.

Questi dati delineano uno scenario piuttosto eloquente della situazione del bacino del Clitunno, sottoposto al recapito diretto di sostanze inquinanti, le quali contrastano pesantemente con il carattere di rilievo paesaggistico, storico e naturalistico dell'area.

2.3 Mappatura degli attingimenti

In questo studio è stata rivolta l'attenzione anche agli attingimenti diretti dai corsi d'acqua, in quanto concorrono a determinarne lo stato di qualità ambientale. Il volume degli attingimenti deve essere attentamente valutato, affinché la portata del corso d'acqua, nella stagione di magra, non assuma valori critici per l'ecosistema esistente. Tuttavia, un'analisi del bilancio idrico esula dal carattere prettamente qualitativo di questo studio; pertanto, ci limiteremo a fornire una mappatura degli attingimenti, indicando semplicemente la sponda sulla quale è localizzato il sistema di prelievo, senza considerare l'entità e la tipologia delle captazioni.

Sono stati mappati tutti gli attingimenti di carattere permanente, caratterizzati da strutture, anche artigianali, che lasciano supporre un utilizzo "durevole" del sistema di prelievo.

Va considerato che il lavoro effettuato costituisce una "fotografia" della situazione esistente al momento del rilievo in campo, condotto nel periodo tardo estivo-autunnale; tale situazione potrebbe essere aggravata da ulteriori prelievi temporanei, operati nei periodi di maggiore siccità.

Nella maggior parte dei casi, gli attingimenti sono localizzati in prossimità di piccole strutture private poste a ridosso dell'alveo; questi sistemi di captazione, realizzati in modo artigianale, sono caratterizzati da un pompaggio presumibilmente saltuario e di modesta entità. Sono stati riscontrati anche prelievi di maggior consistenza, ad uso prevalentemente agricolo; essi sono realizzati con sistemi di pompaggio posti a ridosso dell'alveo, oppure con derivazioni in canale regolate da apposite paratie.

Nel complesso, sono stati identificati e mappati 62 punti di prelievo nell'asta principale del fiume Clitunno e nei rami secondari considerati in questo lavoro, distribuiti come indicato in parte III - Tavola 5.

Corso d'acqua	Tratto fluviale (km)	Prelievi	Prelievi / km
Clitunno	18,4	49	2,66
Fossa Nuova	2,5	-	-
Fossa Vecchia	0,6	1	1,67
Fosso della Fiumicella	1,0	-	-
Fosso Tre Ponti	0,8	3	3,75
Marroggiola	1,0	1	1,00
Fosso della Sportella	5,0	8	1,60

Tab. 2.3.1 – Tabella riassuntiva degli attingimenti nell'asta principale del fiume Clitunno e nei rami secondari.

La tabella 2.3.1 mostra chiaramente che la maggior "densità" di punti di prelievo è localizzata nell'asta principale del Clitunno e nel Fosso dei Tre Ponti, che costituiscono i tratti fluviali più esposti alle attività antropiche. La rappresentazione completa di quanto rilevato in campo è consultabile in parte III - Tavola 4. La documentazione fotografica è consultabile in parte II.

2.4 Valutazione della qualità ecologica

La qualità ecologica del fiume è stata valutata attraverso indagini puntuali sulle componenti biologiche dell'ecosistema quali:

- comunità macrobentoniche
- macrofite
- fauna ittica

In aggiunta, lungo tutto il corso d'acqua, è stato effettuato uno studio di tipo idromorfologico finalizzato ad una valutazione globale dell'ecosistema fluviale e della sua funzionalità attraverso l'applicazione dell'**Indice di Funzionalità Fluviale**.

2.4.1 Studio delle comunità macrobentoniche

Lungo l'asta principale del fiume Clitunno sono state individuate e campionate un numero significativo di stazioni di monitoraggio per il rilevamento delle comunità macrobentoniche e la determinazione dell'Indice Biotico Esteso. Le stazioni sono state localizzate tenendo conto dell'omogeneità e rappresentatività del tratto fluviale considerato, dei principali fattori di impatto e delle attività produttive.

Allo scopo di valutare eventuali ulteriori apporti inquinanti, sono state posizionate quattro stazioni di controllo lungo i fossi tributari che scorrono parallelamente al fiume Clitunno nel suo tratto iniziale e che poi vi confluiscono presso la località di Chiesa Tonda (Fossa Vecchia, Fossa Nuova, Fiumicella e Marroggiola).

In tabella 2.4.1.1 viene presentata la dislocazione delle stazioni.

CORSO D'ACQUA	STAZIONE	LOCALIZZAZIONE	TRATTO DI FIUME
Clitunno	CLT1-B	Tre Ponti	I
Clitunno	CLT2-B	A monte allevamento	I
Clitunno	CLT3-B	A valle allevamento	I
Clitunno	CLT4-B	Chiesa Tonda	II
Clitunno	CLT5-B	A valle Cartiere di Trevi	III
Clitunno	CLT6-B	Trevi	III
Clitunno	CLT7-B	Casco dell'Acqua	III
Clitunno	CLT8-B	Casevecchie	III
Clitunno	CLT9-B	Torre di Montefalco	III
Clitunno	CLT10-B	Bevagna	III
Fossa Vecchia	FSV1-B	Tre Ponti	I
Fossa Nuova	FSN1-B	Tre Ponti	I
Fiumicella	FMC1-B	Taverna del Pescatore, a monte confluenza f. Clitunno	I
Marroggiola	ML1-B	Chiesa Tonda, a monte confluenza f. Clitunno	II

Tab. 2.4.1.1 - Dislocazione delle stazioni di monitoraggio I.B.E.

2.4.1.1 Il metodo I.B.E.

L'Indice Biotico Esteso (I.B.E.; Ghetti, 1997) si basa sullo studio delle comunità di macroinvertebrati bentonici che colonizzano le diverse tipologie fluviali, attraverso l'analisi della ricchezza in taxa e della diversa sensibilità agli inquinanti. Tale metodologia, nella normativa nazionale ed europea, è stata inserita tra le metodiche obbligatorie per la determinazione dello stato ecologico delle acque superficiali. In questo studio è stata utilizzata l'ultima versione del metodo I.B.E. (APAT IRSA – CNR Met 9010 Man 29/03), che prevede una determinazione sistematica dei macroinvertebrati fino al livello di genere o famiglia a seconda dei gruppi tassonomici, portando all'individuazione delle Unità Sistematiche (Tabella 2.4.1.1.1).

GRUPPI FAUNISTICI	LIVELLI DI DEFINIZIONE TASSONOMICA	
PLECOTTERI	Genere	
EFEMEROTTERI	Genere	
TRICOTTERI	Famiglia	
COLEOTTERI	Famiglia	
ODONATI	Genere	
DITTERI	Famiglia	
ETEROTTERI	Famiglia	
CROSTACEI	Famiglia	
GASTEROPODI	Famiglia	
BIVALVI	Famiglia	
TRICLADI	Genere	
IRUDINEI	Genere	
OLIGOCHETI	Famiglia	
ALTRI	Sialidae Osmylidae	Gordiidae Prostoma

Tab. 2.4.1.1.1 – Livelli di definizione tassonomica previsti dal metodo IBE (Fonte APAT IRSA -CNR Met 9010 Man 29/03)

Per arrivare al giudizio di qualità si fa riferimento ad una tabella a due ingressi; l'ingresso orizzontale viene scelto sulla base del taxon più sensibile campionato, mentre l'ingresso verticale è determinato dal numero totale delle Unità Sistematiche presenti. Dall'incrocio dei due ingressi si ottiene il valore dell'indice. Questo valore corrisponde ad una Classe di Qualità che può oscillare da una I classe (ambiente non inquinato o non alterato in modo sensibile) fino ad una V (ambiente fortemente inquinato e fortemente alterato). Infine, le cinque Classi di Qualità possono essere facilmente visualizzate cartograficamente con colori convenzionali, in modo da rappresentare direttamente in cartografia il giudizio sullo stato di qualità dei tratti di corpi idrici indagati (Tabella 2.4.1.1.2).

Classe di qualità	IBE	Giudizio di qualità	Colore relativo alla classe di qualità
Classe I	≥10	ambiente non inquinato o comunque non alterato in modo sensibile	Azzurro
Classe II	8-9	ambiente con moderati sintomi di inquinamento o di alterazione	Verde
Classe III	6-7	ambiente inquinato o comunque alterato	Giallo
Classe IV	4-5	ambiente molto inquinato o comunque molto alterato	Arancione
Classe V	0-1-2-3	ambiente fortemente inquinato e fortemente alterato	Rosso

Tab. 2.4.1.1.2 - Tabella di conversione dei valori di I.B.E. in classi di qualità, con relativo giudizio e colore per la rappresentazione cartografica (fonte IRSA-CNR, 29/2003)

Oltre alle attività finalizzate alla determinazione del giudizio di qualità biologica (campionamento, separazione e classificazione dei macroinvertebrati), il metodo I.B.E. prevede anche una attenta lettura dei caratteri dell'ambiente fluviale complessivo attraverso il rilievo di parametri eco-morfologici, secondo le indicazioni riportate in un'apposita scheda di campo, al fine di localizzare la stazione, definirne la tipologia ed esprimere un giudizio sulla qualità ambientale del sito in esame.

Tra i parametri da esaminare sono indicati:

granulometria dei substrati nell'alveo bagnato - il substrato è uno dei fattori che influenzano maggiormente la struttura delle comunità di macroinvertebrati e la distribuzione delle popolazioni che formano la comunità. Un'elevata diversità ambientale a microscala, rappresentata da un'eterogeneità del substrato, consente un'elevata diversità biologica che, a sua volta, contribuisce ad una migliore efficienza depurativa e ad una maggiore stabilità del sistema.

presenza di manufatti artificiali sul fondo e sulle sponde - spesso l'inquinamento non è il solo fattore di degrado dei corsi d'acqua. Gli interventi artificiali, infatti, che alterano profondamente e banalizzano l'ambiente fluviale (risagomature, rettifiche, arginature, tombamenti e altri), possono causare un deterioramento ancora maggiore per un corpo idrico.

ritenzione del detrito organico - segnala la capacità del corso d'acqua di trattenere quantità più o meno rilevanti di detrito organico. Il processo di ritenzione della materia organica è molto importante in quanto maggiori sono le quantità di detrito trattenuto maggiori sono le possibilità di assimilarlo da parte dei macroinvertebrati; in queste condizioni aumenta l'efficienza di risposta dell'ecosistema ad aggiunte di nutrienti e, di conseguenza, la sua stabilità.

stato di decomposizione della materia organica - viene esaminata la consistenza della sostanza organica raccolta durante il campionamento, in quanto fornisce indicazioni sull'efficienza di demolizione da parte degli organismi acquatici e, quindi, sull'efficienza dei processi di autodepurazione. Mentre la presenza di materia organica particolata grossolana e fine indica una comunità macrobentonica ricca e condizioni ottimali (buona capacità di ritenzione, buona ossigenazione ed elevata ciclizzazione dei nutrienti), la prevalenza di frammenti polposi è sintomo di una demolizione essenzialmente di tipo batterico, che si instaura in condizioni di inquinamento, comunità bentonica squilibrata e scarsa ossigenazione.

presenza di anaerobiosi sul fondo - si rileva la presenza più o meno ampia di macchie nerastre lucide o di limo nerastro sui sedimenti, dovuti all'azione di solfo batteri; questi indicatori ambientali segnalano condizioni di anaerobiosi o di forte carenza di ossigeno. La comunità, pertanto, sarà composta prevalentemente da organismi in grado di tollerare queste condizioni e che, con il tempo, si sostituiranno ai *taxa* più sensibili, fino a scomparire essi stessi in caso di condizioni di anossia prolungata.

organismi incrostanti - viene esaminato il periphyton, una pellicola incrostante che si sviluppa sui fondi duri ed è costituita da batteri, funghi, alghe microscopiche (soprattutto Diatomee), spesso anche alghe filamentose e la cui densità dipende sia dalle condizioni d'illuminazione del fondo che dal chimismo delle acque.

vegetazione acquatica - si segnala la presenza di macrofite acquatiche in alveo; la copertura macrofitica, insieme allo sviluppo del feltro perfitico, è un indicatore dello stato trofico delle acque. L'eutrofizzazione di un corso d'acqua, infatti, si riflette nello sviluppo di uno spesso feltro perfitico e, se la velocità della corrente lo permette, nella crescita di macrofite acquatiche, specie quelle tolleranti stati trofici elevati.

vegetazione riparia - viene osservato l'ambiente ripario, cioè quella zona di interfaccia tra l'ambiente acquatico e il territorio circostante, segnalando la presenza di fasce di vegetazione riparia o l'assenza di vegetazione naturale, per presenza di campi o di manufatti. Le fasce riparie sono considerate uno dei sistemi depuranti dei corsi d'acqua in quanto, oltre a stabilizzare l'alveo, fornire detrito organico, limitare l'eccessivo riscaldamento e l'eccessivo sviluppo della vegetazione acquatica, intercettano, filtrano e depurano le acque di dilavamento del suolo, ostacolando i processi di eutrofizzazione fluviale.

caratteri dell'ambiente naturale e costruito circostante - viene rilevata in sponda destra e sinistra la presenza di insediamenti, attività, manufatti che aiutano a caratterizzare il paesaggio in cui scorre il fiume e che possono influenzare la qualità dell'ambiente.

Vengono, infine, rilevate altre caratteristiche ambientali fondamentali per capire il regime idrologico e la morfologia dell'alveo (larghezza dell'alveo bagnato rispetto all'alveo di piena, velocità della corrente, altezza media e altezza massima dell'acqua).

2.4.1.2 Analisi dei dati

In tabella 2.4.1.2.1 e in figura 2.4.1.2.1 vengono riportati i risultati dei rilievi effettuati sulle comunità macrobentoniche. Occorre sottolineare che i punti di campionamento per la valutazione dello stato ecologico, pur avendo una nomenclatura analoga a quelli relativi ai campioni prelevati per l'analisi dei sedimenti, non si riferiscono alle stesse coordinate geografiche. Tale distinzione è stata evidenziata aggiungendo al codice della stazione la lettera B (analisi di tipo biologico).

STAZIONE	LOCALIZZAZIONE	I.B.E.	CLASSE DI QUALITA'	GIUDIZIO
CLT1-B	Tre Ponti	9	II	ambiente con moderati sintomi di inquinamento o di alterazione
CLT2-B	A monte allevamento	7-8	III-II	ambiente inquinato o comunque alterato - ambiente con moderati sintomi di inquinamento o di alterazione
CLT3-B	A valle allevamento	7-8	III-II	ambiente inquinato o comunque alterato - ambiente con moderati sintomi di inquinamento o di alterazione
CLT4-B	Chiesa Tonda	8	II	ambiente con moderati sintomi di inquinamento o di alterazione
CLT5-B	A valle Cartiere di Trevi	8	II	ambiente con moderati sintomi di inquinamento o di alterazione
CLT6-B	Trevi	7	III	ambiente inquinato o comunque alterato
CLT7-B	Casco dell'Acqua	7	III	ambiente inquinato o comunque alterato
CLT8-B	Casevecchie	9-8	II	ambiente con moderati sintomi di inquinamento o di alterazione
CLT9-B	Torre di Montefalco	5-6	IV-III	ambiente molto inquinato o comunque molto alterato - ambiente inquinato o comunque alterato
CLT10-B	Bevagna	2-1	V	ambiente fortemente inquinato e fortemente alterato
FSV1-B	Tre Ponti	8	II	ambiente con moderati sintomi di inquinamento o di alterazione
FSN1-B	Tre Ponti	7-6	III	ambiente inquinato o comunque alterato
FMC1-B	Taverna del Pescatore	5-6	IV-III	ambiente molto inquinato o comunque molto alterato - ambiente inquinato o comunque alterato
MI1-B	Chiesa Tonda	7	III	ambiente inquinato o comunque alterato

Tab. 2.4.1.2.1 - I.B.E. e classi di qualità relative alle stazioni di monitoraggio.

Andamento dell'Indice Biotico Esteso lungo il fiume Clitunno

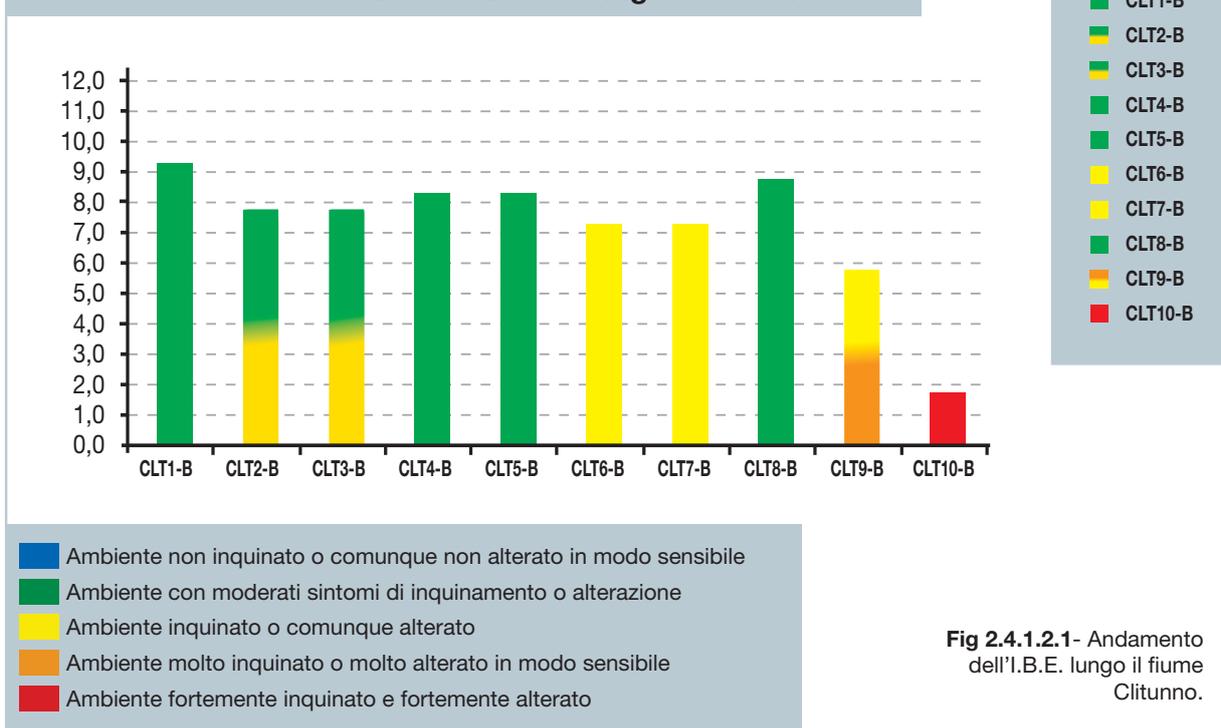


Fig 2.4.1.2.1- Andamento dell'I.B.E. lungo il fiume Clitunno.

Dall'applicazione dell'Indice Biotico Esteso si evince come il Fiume Clitunno segue un trend qualitativo tipico di fiumi scorrenti in ambienti fortemente antropizzati. Nel tratto medio – alto, fino al punto di campionamento immediatamente a valle della Cartiere di Trevi, le stazioni CLT1-B, CLT4-B e CLT5-B (C.Q. = II) mostrano una buona eterogeneità del substrato e ricchezza di microhabitat che favoriscono la colonizzazione di una fauna macrobentonica diversificata, tra cui spiccano elementi crenobionti, tipici cioè di ambienti di tratti fluviali sorgentizi e ruscellanti, quali i Tricotteri Glossosomatidae e Goeridae. Sempre in questo tratto, invece, le stazioni CLT2-B e CLT3-B, site rispettivamente a monte e a valle dell'allevamento ittico, presentano iniziali segni di deterioramento, come testimoniato dalla riduzione del numero di *taxa*, dalla massiccia presenza di alghe filamentose e del dittero *Chironomus thummi plumosus*, tipico di ambienti poco ossigenati. Entrambe le stazioni, infatti, ricadono in una classe di qualità intermedia III-II (ambiente inquinato o comunque alterato - ambiente con moderati sintomi di inquinamento o di alterazione), con un valore I.B.E. pari a 7-8. A partire dalle stazioni CLT6-B e CLT7-B (Trevi-Pietrarossa e Casco dell'Acqua), viene registrato un peggioramento della qualità delle acque e delle caratteristiche ambientali, che determinano una marcata perdita di diversità biologica (C.Q. = III). Sempre più spesso, infatti, viene rilevata la predominanza di limo nel substrato e la presenza di sedimento nero, caratteristico di ambienti in anaerobiosi che favoriscono l'insediamento di una comunità composta prevalentemente dagli organismi più tolleranti.

Nella stazione CLT8-B (Casevecchie) è stato, invece, rilevato un valore dell'indice più elevato (IBE = 9-8; C.Q. = II), probabilmente legato alla riduzione locale dell'impatto antropico.

Nel tratto fluviale che scorre tra Torre di Montefalco e Bevagna è stato riscontrato un netto deterioramento delle caratteristiche ambientali. Infatti, a livello delle stazioni CLT9-B e CLT10 -B (C.Q. = IV-III; V), si osserva una banalizzazione del substrato (prevalenza di limo) nonché la diffusa presenza di detrito anaerobico maleodorante, che contribuiscono ad una drastica riduzione nel numero dei *taxa* (6 nella stazione 9 e 2 nella stazione 10). Significativo, infatti, è il rilevamento, tra i pochi organismi presenti, del dittero *Chironomus thummi plumosus*, specie legata a condizioni di forte anaerobiosi e inquinamento delle acque.

Dai campionamenti eseguiti sui fossi tributari, si desume che solamente la Fossa Vecchia (località Tre Ponti) presenta una buona qualità delle acque, ricadendo in una II classe di qualità, con 18 *taxa* reperiti.

La stazione posizionata sulla Fossa Nuova, sempre in località Tre Ponti, mostra, invece, i primi segni di alterazione dell'ecosistema (C.Q. = III) e conseguente perdita dei *taxa* più sensibili (Glossosomatidae e Goeridae), ascrivibile essenzialmente all'impatto antropico subito dal fosso. Le condizioni ambientali peggiori sono state rilevate sul fosso Fiumicella, nel punto di monitoraggio situato a monte della confluenza con il fiume Clitunno (Taverna del Pescatore). Qui il substrato è caratterizzato dalla componente limosa dominante, il sedimento nero è maleodorante e si è riscontrata anaerobiosi estesa. Conseguentemente la comunità macrobentonica appare scarsamente diversificata, come rilevato dall'indice IBE (C.Q. IV-III).

L'ultima stazione, localizzata sul fosso Marrogiola a Chiesa Tonda (IBE = 7; C.Q. = III), presenta condizioni ambientali simili alla precedente.



Fig. 2.4.1.2.2 - Detrito anaerobico rilevato nell'ultimo tratto fluviale (CLT10).



Fig. 2.4.1.2.3 -Tappeto di alghe filamentose (a valle dell'allevamento ittico).



Fig. 2.4.1.2.4 - Tricottero della famiglia Goeridae.



Fig. 2.4.1.2.5 - Tricottero della famiglia Limnephilidae.



Fig. 2.4.1.2.6 - Tricottero della famiglia Hidroptilidae.



Fig. 2.4.1.2.7 - Tricottero della famiglia Hydropsychidae.



Fig. 2.4.1.2.8 - Efemerottero della famiglia Baetidae.



Fig. 2.4.1.2.9 - Coleottero della famiglia Elmidae (adulto e larva).



Fig. 2.4.1.2.10 - Crostei Gammaridae.



Fig. 2.4.1.2.11 - Gasteropode della famiglia Physidae.



Fig. 2.4.1.2.12 - Tricladi (genere *Dendrocoelum*).



Fig. 2.4.1.2.13 - Irudinei (genere *Dina*).



Fig. 2.4.1.2.14 - Ditteri della famiglia Chironomidae (specie *Chironomus thummi plumosus*)



Fig. 2.4.1.2.15 - Ditteri della famiglia Simuliidae.

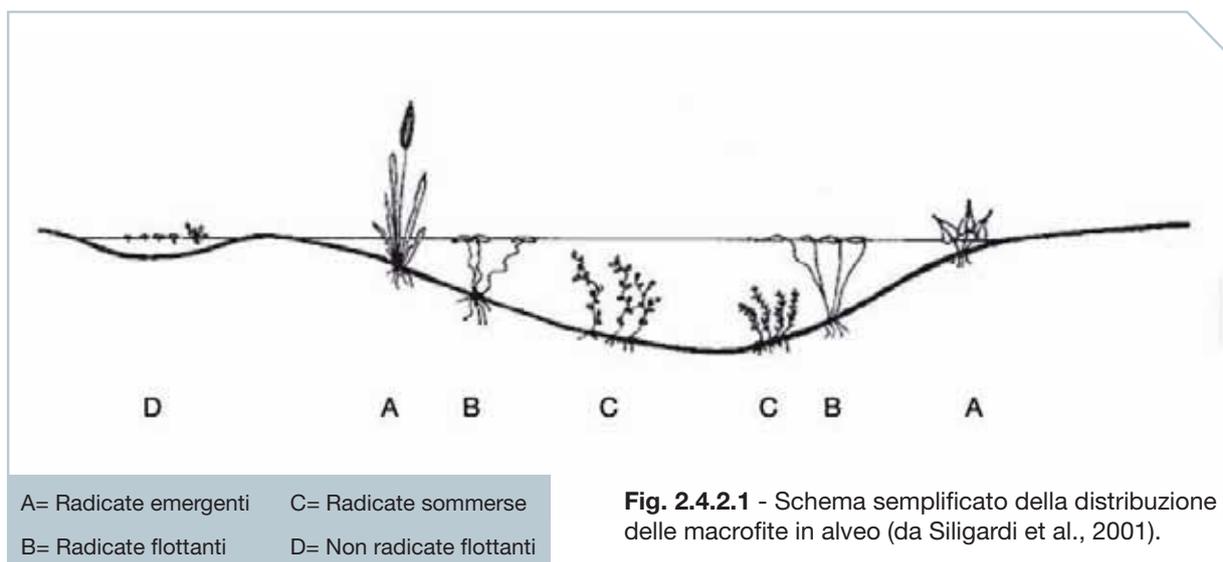
2.4.2 Rilievo delle comunità a macrofite

Con il termine **macrofite** si intende un raggruppamento di organismi vegetali macroscopicamente visibili che colonizzano gli ambienti acquatici, comprendendo al loro interno sia le macroalghe sia le piante superiori acquatiche (Briofite, Pteridofite e Angiosperme).

La flora acquatica è una flora altamente specializzata, costituita essenzialmente da specie erbacee con areale molto ampio. Le specie che vivono in acque correnti presentano una grande variabilità morfologica e diverse strategie di adattamento per assicurarsi gli scambi gassosi, mantenere le foglie sommerse in buone condizioni di illuminazione, resistere alle sollecitazioni meccaniche dovute al flusso della corrente ed essere in grado di effettuare l'impollinazione. L'insieme dei fattori ambientali determina la struttura, la composizione e l'esistenza stessa delle cenosi a macrofite.

Le piante acquatiche possono essere distinte in base alla forma biologica in più gruppi a diversa ecologia:

- **Idrofite:** sono le macrofite realmente acquatiche, organismi che vivono completamente sommersi o sulla superficie dell'acqua; è possibile distinguere tra idrofite sommerse (*Myriophyllum sp.*, *Ceratophyllum sp.*, *Fontinalis sp.*, *Characeae*), idrofite radicate e flottanti (*Potamogeton natans*, *Nuphar luteum*), idrofite non radicate e flottanti (*Lemna sp.*, *Azolla sp.*);
- **Elofite:** piante radicate in un substrato sommerso, aventi solo la parte basale in acqua ma emergenti per la maggior parte del corpo (*Phragmites australis*, *Typha sp.*, *Juncus sp.*, *Sparganium sp.*);
- **Geofite:** pur essendo piante terrestri, all'interno di questo gruppo ce ne sono molte tipiche di ambienti umidi, che si propagano fino agli ambienti acquatici e colonizzano l'habitat spondicolo, rimaneggiato spesso dalle morbide del corso d'acqua; sono in grado di tollerare temporanei periodi di sommersione e molte non sono neanche particolarmente igrofile. A questo gruppo appartengono le specie definite anche pioniere di greto o sopra-acquatiche (*Carex sp.*, *Cyperus sp.*, *Chenopodium sp.*, *Polygonum sp.*)



Le macrofite possono essere considerate degli ottimi indicatori biologici in quanto la loro sensibilità nei confronti dell'inquinamento, in particolare di quello organico e dell'eutrofizzazione, è stata dimostrata da diversi studi (Butcher, 1933; Seddon, 1972; Haslam, 1978; Holmes, 1980 e altri), anche se molto rimane da approfondire sull'effettiva efficacia di questi indicatori.

Al variare del grado di alterazione dell'ambiente fluviale, le comunità macrofite reagiscono in modo molto simile alle comunità animali. Una elevata disponibilità di nutrienti (fosfati, nitrati), infatti, stimola lo sviluppo di tali cenosi, anche se la comunità si arricchisce soprattutto di specie tolleranti, con un basso valore ecologico; al di sopra di certi valori, invece, prolifera il fitoplancton e, quindi, diminuendo la penetrazione della luce, si riduce la crescita di macrofite radicate sommerse.

Oltre ad essere sensibili all'inquinamento, le macrofite presentano una relativa facilità di identificazione, una mobilità limitata e un ciclo vitale lungo, annuale o pluriennale.

I principali limiti nel loro utilizzo sono legati al fatto che le macrofite sono influenzate, oltre che dalle caratteristiche qualitative del corso d'acqua, da parametri fisico-chimici molto selettivi. Pertanto, l'analisi di tali biocenosi può dare informazioni corrette solo dove la loro copertura è significativa.

Come per altri bioindicatori, l'uso delle macrofite permette di evidenziare gli effetti sinergici dovuti a più fattori di stress e, quindi, di valutare se la comunità è soggetta a disturbi, ma non di individuare la causa prima di inquinamento. E', pertanto, un tipo di analisi complementare ai metodi tradizionali e fondamentale per un approccio integrato nella valutazione dello stato di qualità degli ecosistemi acquatici.

Sulla base di studi relativi all'autoecologia di alcune specie vegetali acquatiche (Hynes, 1960, 1970; Haslam, 1978), sono state formulate le prime liste di specie indicatrici.

Indici biotici che utilizzano le macrofite sono molto utilizzati in Inghilterra, Irlanda, Francia ed Austria; mentre alcuni indici si basano sulla presenza/assenza e abbondanza di un numero limitato di *taxa* indicatori, altri si basano sull'attribuzione di coefficienti numerici specifici ad un certo numero di *taxa* (indici a punteggio).

2.4.2.1 Analisi delle comunità a macrofite

Sulle stesse stazioni dove è stato effettuato il rilievo delle comunità macrobentoniche, è stata analizzata la struttura e composizione delle biocenosi a macrofite presenti, con l'inserimento di un ulteriore sito di campionamento in prossimità del laghetto delle fonti (CLTF-B), vista l'importanza dal punto di vista naturalistico di tale ambiente.

A completamento di ogni rilievo floristico-vegetazionale sono state annotate una serie di informazioni relative a diversi parametri (idrogeologici, idromorfologici, stato ed uso del territorio e fattori antropici), al fine di valutare le potenziali forme di disturbo che possono maggiormente condizionare la distribuzione e lo sviluppo della componente macrofita.

La composizione e la struttura delle piante acquatiche, infatti, possono essere influenzate da numerosi fattori, sia di origine naturale che antropica. Spesso l'assenza o la presenza sporadica in alcune aree della componente macrofita, e soprattutto di quella acquatica, non necessariamente è dovuta a fattori d'inquinamento o di disturbo antropico, ma può essere legata all'influenza di fattori prettamente naturali relativi all'idrologia e all'idromorfologia del fiume. Sicuramente, caratteristiche quali una buona trasparenza delle acque, una scarsa o ridotta ombreggiatura, una velocità della corrente medio-bassa o un substrato a granulometria fine, determinano le condizioni ottimali per lo sviluppo delle macrofite. Tra le forme di disturbo antropico più importanti, invece, va considerato l'inquinamento delle acque, l'artificializzazione del corso d'acqua (spondale e/o dell'alveo), l'alterazione del corso naturale del fiume, l'urbanizzazione e lo sfalcio della vegetazione acquatica, palustre e di greto.

La presenza di tali disturbi determina una serie di effetti sulla componente vegetale, che si manifestano in una variazione sia della ricchezza di specie sia nella composizione specifica (ad esempio specie ruderali si sostituiscono alle specie ripariali, le alloctone alle autoctone e le specie tolleranti a quelle sensibili).

Le principali forme di disturbo antropico riscontrate nei tratti esaminati sono rappresentate da:

- Sfalcio;
- Vicinanza strade e abitati;
- Calpestio;
- Alterazione antropica;
- Rifiuti in acqua.

In questa analisi vengono presi in esame sia la ricchezza floristica delle popolazioni macrofite sia la composizione in specie delle comunità.

Per quanto riguarda la **ricchezza floristica** delle comunità macrofite rilevate sul fiume Clitunno e sui suoi tributari, la figura 2.4.2.1.1 mostra come varia questo parametro nelle stazioni monitorate, considerando solo le specie acquatiche. Le specie sopracquatiche, infatti, non sono state prese in considerazione dal momento che la massiccia presenza di forme di disturbo, quali sfalcio e calpestio, danneggia in modo particolare questa componente e non permette una corretta valutazione della presenza di specie e della relativa copertura.

Ricchezza Floristica

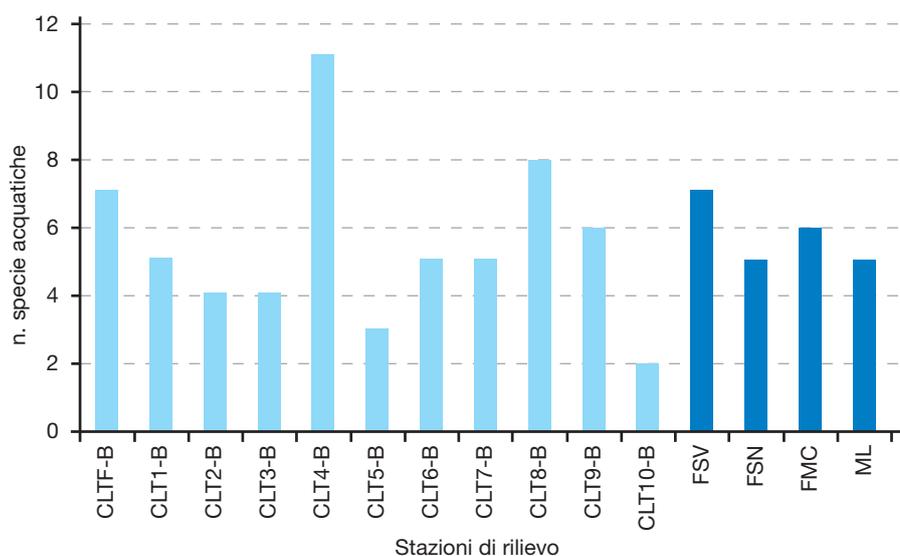


Fig. 2.4.2.1.1 - Ricchezza floristica delle comunità di macrofite rilevate nelle stazioni di monitoraggio sul Clitunno e sui fossi tributari, riferita alle sole specie acquatiche.

Dall'analisi dei risultati emergono le seguenti considerazioni:

- la stazione di Chiesa Tonda (CLT4-B) si distingue nettamente dagli altri punti di campionamento per essere caratterizzata dalla più elevata ricchezza di specie registrata lungo il corso d'acqua (11 specie acquatiche) e, quindi, da una comunità ben strutturata e diversificata;
- le stazioni situate in prossimità del laghetto delle Fonti del Clitunno (CLTF-B) e presso la località di Casavecchie (CLT8-B) mostrano una buona ricchezza floristica, sebbene il numero di specie riscontrato sia nettamente inferiore rispetto a quello rilevato presso la stazione di Chiesa Tonda;
- poco diversificate sono anche le comunità a macrofite osservate presso le stazioni CLT2-B e CLT3-B, localizzate, rispettivamente, a monte e a valle dell'allevamento ittico;
- le condizioni peggiori per i valori di ricchezza floristica più bassi, infine, sono state riscontrate sia presso la stazione a valle delle Cartiere di Trevi (CLT5-B), con tre specie acquatiche rilevate, sia nell'ultimo sito di campionamento (CLT10-B, Bevagna), caratterizzato dalla presenza di due sole specie.

Per quanto riguarda i fossi tributari, la maggiore ricchezza floristica è stata osservata presso la stazione in località Tre Ponti sulla Fossa Vecchia, che presenta una comunità macrofita anche più diversificata di quella che colonizza il tratto parallelo del fiume Clitunno. Le stesse considerazioni possono essere fatte per il rilevamento effettuato sulla Fiumicella, mentre le stazioni campionate sulla Fossa Nuova e sulla Marroggiola sono caratterizzate da una comunità meno diversificata rispetto agli altri punti di campionamento.

In generale, i settori fluviali dove il numero di specie risulta ridotto sono probabilmente soggetti ad un maggior inquinamento e disturbo antropico (interventi in alveo e sulle sponde). In tali siti, infatti, la scarsa ricchezza floristica non è legata alle caratteristiche dell'ambiente fluviale, dal momento che i tratti esaminati sono tutti caratterizzati da scarsa ombreggiatura, profondità limitata, portata e velocità della corrente medio-basse e buona trasparenza delle acque, tutti fattori che concorrono allo sviluppo delle macrofite.

Confrontando i risultati ottenuti con i dati relativi all'applicazione dell'Indice Biotico Esteso, si possono fare le seguenti considerazioni:

- per le stazioni a monte e a valle dell'allevamento ittico (CLT2-B e CLT3-B), i dati ricavati dal campionamento delle comunità a macrofite e dei macroinvertebrati bentonici concordano, individuando per questi due punti di campionamento un'alterazione delle condizioni fluviali rispetto ai tratti a monte e a valle;
- lo studio delle biocenosi animali e vegetali presso il punto di campionamento a valle delle Cartiere di Trevi (CLT5-B) mostra, invece, risultati discordanti. Infatti, mentre la stazione risulta essere caratterizzata da una comunità a macrofite povera, presenta una popolazione bentonica ben diversificata, favorita probabilmente da caratteristiche ottimali di substrato, che la pone in seconda classe di qualità (ambiente con moderati sintomi di inquinamento o di alterazione);
- la stazione di Bevagna risulta sempre la più povera qualitativamente e quantitativamente per le biocenosi riscontrate e, quindi, la più alterata da un punto di vista ecologico.

Per quanto riguarda la **composizione** in specie delle comunità, i rilievi effettuati lungo il fiume Clitunno evidenziano come la vegetazione macrofita risponda al variare dello stato trofico delle acque.

Sulla base delle specie rilevate è possibile distinguere due tratti fluviali principali:

- il primo tratto, compreso tra le Fonti del Clitunno e Casco dell'Acqua, è caratterizzato dalla presenza di comunità tendenzialmente meso-eutrofiche, indicatrici di un inquinamento organico medio (*Ranunculus tricophyllus*, *Berula erecta*, *Hippuris vulgaris*, *Lemna trisulca*, *Potamogeton tricoides*). Le uniche stazioni che si discostano da tali condizioni sono quelle localizzate a monte e a valle dell'allevamento ittico (CLT2-B e CLT3-B) per la presenza di diverse specie di alghe filamentose con copertura estesa dell'alveo, segno di elevato carico organico;
- il secondo tratto, tra Casco dell'Acqua a Bevagna, è caratterizzato invece da comunità eutrofiche o ipertrofiche, dominate da specie indicatrici di inquinamento organico elevato (*Miriophyllum verticillatum*, *Potamogeton pectinatus*). Tale tratto è soggetto, nel periodo estivo e in particolari condizioni di riscaldamento delle acque, a massicce fioriture algali, dovute ad una condizione di ipertrofia, legata all'eccessiva immissione di sostanze di natura organica (scarichi, reflui di origine agricola, ecc.). Anche in questo caso, la stazione di Casevecchie si distingue dagli altri siti di campionamento per essere caratterizzata da una comunità macrofita meso-eutrofica (ricomparsa di *Ranunculus tricophyllus*, *Berula erecta*, *Lemna trisulca*).

In conclusione, le informazioni ricavate dall'analisi della composizione in specie delle comunità a macrofite sembrano trovare maggiore riscontro con i dati I.B.E. rispetto al confronto degli stessi con la ricchezza floristica.

2.4.3 Applicazione dell'Indice di Funzionalità Fluviale (IFF) al fiume Clitunno

Al fine di rendere il monitoraggio dello stato di qualità del fiume Clitunno più completo e significativo, si è cercato di utilizzare parametri ed informazioni ambientali eterogenei attraverso l'applicazione di varie metodologie di indagine.

A supporto dei metodi di monitoraggio tradizionali è stato, quindi, utilizzato l'indice di Funzionalità Fluviale (Siligardi *et al.*, 2000), sia perché integra i risultati dei metodi chimici e biotici estendendo il campo d'indagine all'intero ambiente fluviale, sia perché fornisce valutazioni sintetiche sulle cause del suo deterioramento consentendo, quindi, di orientare gli interventi di riqualificazione e di stimarne l'efficacia.

2.4.3.1 Cenni storici e finalità dell'indice

L'Indice di Funzionalità Fluviale è un indice di recente definizione che deriva dall'RCE-I (Riparian Channel Environmental Inventory), ideato alla fine degli anni '80 da Petersen allo scopo di redigere un inventario dello stato degli alvei e delle fasce riparie dei fiumi svedesi.

Nel 1990 il metodo è stato applicato, in via sperimentale, in Trentino su 480 tratti dei principali corsi d'acqua. Dall'analisi dei dati è emersa l'esigenza di apportare alcune modifiche al metodo originale, al fine di adattarlo alle caratteristiche eco-morfologiche dei corsi d'acqua italiani. È stato pertanto proposto l'RCE-2, con una nuova scheda per la valutazione (Siligardi e Maiolini, 1993).

L'esigenza di disporre di nuovi strumenti di valutazione dell'ecosistema, ha portato alla veloce diffusione del nuovo indice RCE-2 nel territorio italiano.

Tuttavia, l'applicazione del metodo in Italia ha messo in evidenza la necessità di un aggiornamento che lo rendesse più generalizzabile (coprendo le varie tipologie fluviali italiane), definendone con maggior rigore le finalità e garantendo la confrontabilità dei risultati attraverso la stesura di linee guida e di precise istruzioni per gli utilizzatori. A tal fine, l'Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente (A.N.P.A.) ha riunito nel 1998 un gruppo di lavoro che, a seguito di approfondite riflessioni e confronti, ha apportato varie modifiche alle domande e alle risposte della scheda, al loro significato e al loro peso tanto da richiedere una nuova denominazione dell'indice: Indice di Funzionalità Fluviale (I.F.F.).

Alla fine del 2004, nell'ambito dell'Accordo di Programma Quadro per la Tutela delle Acque e la Gestione Integrata delle Risorse Idriche, stipulato tra il Ministero dell'Ambiente e Tutela del Territorio e la Provincia Autonoma di Trento, è stato costituito un altro Gruppo di Lavoro, composto dagli autori del primo manuale, da altri tecnici esperti del settore e da rappresentanti del Ministero e di APAT, finalizzato ad adeguare l'indice IFF alla filosofia ed alle indicazioni della Direttiva 2000/60/CE; in particolare si è ritenuto opportuno inserire esplicitamente le zone umide tra gli elementi da considerare ai fini della valutazione della funzionalità degli ambienti fluviali.

L'obiettivo principale dell'indice consiste nel rilievo dello stato complessivo dell'ambiente fluviale e della sua funzionalità, intesa come risultato della sinergia e dell'integrazione di un'importante serie di fattori biotici e abiotici presenti nell'ecosistema acquatico e in quello terrestre ad esso collegato. A tale scopo vengono osservate le principali caratteristiche ecologiche di un fiume, attraverso l'analisi di parametri di natura morfologica, strutturale e biotica, rilevando, per ognuno di essi, la funzione associata e l'eventuale grado di allontanamento dalla condizione ottimale di massima funzionalità.

Rispetto ai metodi chimici e microbiologici (il cui campo d'indagine è limitato all'acqua fluente) e a quelli biotici (che indagano tutto l'alveo bagnato), l'IFF prende in considerazione l'intero sistema fluviale (approccio olistico). L'indice è in grado di evidenziare come l'inquinamento non sia il solo fattore di degrado dei corsi d'acqua e che, spesso, il degrado maggiore è rappresentato dalle opere di artificializzazione, che banalizzano l'ambiente fluviale, riducendone la diversità ambientale e la stabilità.

L'IFF è anche un valido strumento di cambiamento, dal momento che il quadro d'insieme risultante dallo studio dei diversi comparti ambientali fornisce preziose informazioni sulle cause del suo deterioramento e permette di:

- individuare i tratti fluviali che necessitano maggiormente di interventi di riqualificazione;
- evidenziare i singoli elementi da recuperare;
- verificare l'efficacia degli interventi stessi.

2.4.3.2 Il metodo I.F.F.

L'I.F.F. risulta strutturato per essere applicato in qualunque ambiente d'acqua corrente, sia montano che pianiziale e di qualsiasi ordine e grandezza. Il periodo di rilevamento più idoneo per la corretta applicazione è quello compreso tra il regime idrologico di morbida e di magra e, comunque, durante l'attività vegetativa delle fitocenosi.

La metodologia non richiede una strumentazione sofisticata ma è requisito fondamentale la competenza degli operatori, che devono essere in possesso di un'adeguata conoscenza dell'ecologia fluviale e devono essere in grado di effettuare una lettura critica dell'ambiente, distaccandosi da una visione puntuale e di dettaglio.

L'applicazione dell'IFF deve essere preceduta da uno studio preliminare dell'ambiente oggetto d'indagine, attraverso l'utilizzo di un'adeguata cartografia necessaria per inquadrare i corsi d'acqua in esame, definire l'uso del suolo e individuare i punti di accesso (carte tematiche, foto aeree).

Successivamente, viene svolta l'attività di campo secondo la procedura indicata nel protocollo di applicazione del metodo I.F.F. (APAT, 2003). Il corso d'acqua indagato deve essere percorso a piedi da valle verso monte, individuando tratti fluviali omogenei per una serie di parametri eco-morfologici e compilando, per ognuna delle due sponde, una scheda di rilevamento.

La scheda IFF si compone di una parte iniziale, contenente informazioni ambientali relative al bacino e al corso d'acqua, e di 14 domande che consentono di indagare diversi comparti ambientali e possono essere raggruppate in quattro gruppi funzionali:

- stato del territorio circostante il corso d'acqua e condizioni vegetazionali delle rive (1-4);
- ampiezza relativa dell'alveo bagnato e struttura fisica e morfologica delle rive (5 e 6);
- struttura dell'alveo (7-11);
- caratteristiche biologiche (12-14)

Per ogni domanda è possibile esprimere una sola delle quattro risposte predefinite che evidenziano una funzionalità ecologica decrescente. Il valore di I.F.F. si ottiene sommando i punteggi parziali relativi ad ogni domanda e viene tradotto in 5 Livelli di Funzionalità (dal I, che indica la funzionalità migliore, al V, che indica quella peggiore), ai quali corrispondono i relativi giudizi di funzionalità; sono inoltre previsti livelli intermedi, al fine di meglio graduare il passaggio da una classe all'altra (Tabella 2.4.3.2.1).

Valore di I.F.F.	Livello di Funzionalità	Giudizio di Funzionalità	Colore
261 - 300	I	Ottimo	blu
251 - 260	I-II	Ottimo-buono	blu-verde
201-250	II	Buono	verde
181 - 200	II-III	Buono-mediocre	verde-giallo
121 - 180	III	Mediocre	giallo
101 - 120	III-IV	Mediocre-scadente	giallo-arancio
61 - 100	IV	Scadente	arancio
51 - 60	IV-V	Scadente-pessimo	arancio-rosso
14 - 50	V	Pessimo	rosso

Tab. 2.4.3.2.1 - Livelli di funzionalità e relativo giudizio e colore di riferimento.

Ad ogni Livello di Funzionalità viene associato un colore convenzionale per la rappresentazione cartografica e ogni tratto fluviale viene rappresentato in cartografia con due linee, corrispondenti ai colori dei Livelli di Funzionalità risultanti, distinguendo le due sponde del corso d'acqua. Attraverso una rappresentazione cartografica di facile comprensione è possibile, pertanto, cogliere con immediatezza la funzionalità dei singoli tratti fluviali ed individuare i tratti che risentono delle maggiori criticità ambientali e sono più esposti agli impatti.

Esaminando poi in dettaglio i valori di I.F.F. ed, eventualmente, i punteggi assegnati ai diversi gruppi di domande, possono essere evidenziate le componenti ambientali più compromesse e, di conseguenza, individuati gli interventi di ripristino ambientale più opportuni.

2.4.3.3 Analisi dei dati

L'applicazione dell'IFF sul fiume Clitunno è stata preceduta da un'indagine preparatoria basata su uno studio preliminare dell'ambiente in esame. Sono state utilizzate carte tematiche e carte di campo a scala 1:10.000 per inquadrare il corso d'acqua, definire l'uso del suolo e individuare le strade e i punti di accesso all'alveo.

Il rilievo dell'IFF è stato effettuato nel mese di ottobre lungo tutta l'asta principale, dalle sorgenti fino a Bevagna, percorrendo a piedi il corso d'acqua per un tratto complessivo di circa 20 km.

In seguito all'osservazione dei principali parametri eco-morfologici dell'ambiente fluviale sono stati identificati tratti omogenei e per ognuno di questi tratti è stata compilata un'unica scheda che viene identificata con un codice composto dalle iniziali del corso d'acqua indagato e da un numero; per ognuno dei tratti suddetti, le schede sono state numerate in ordine progressivo di compilazione da valle verso monte (allegato E).

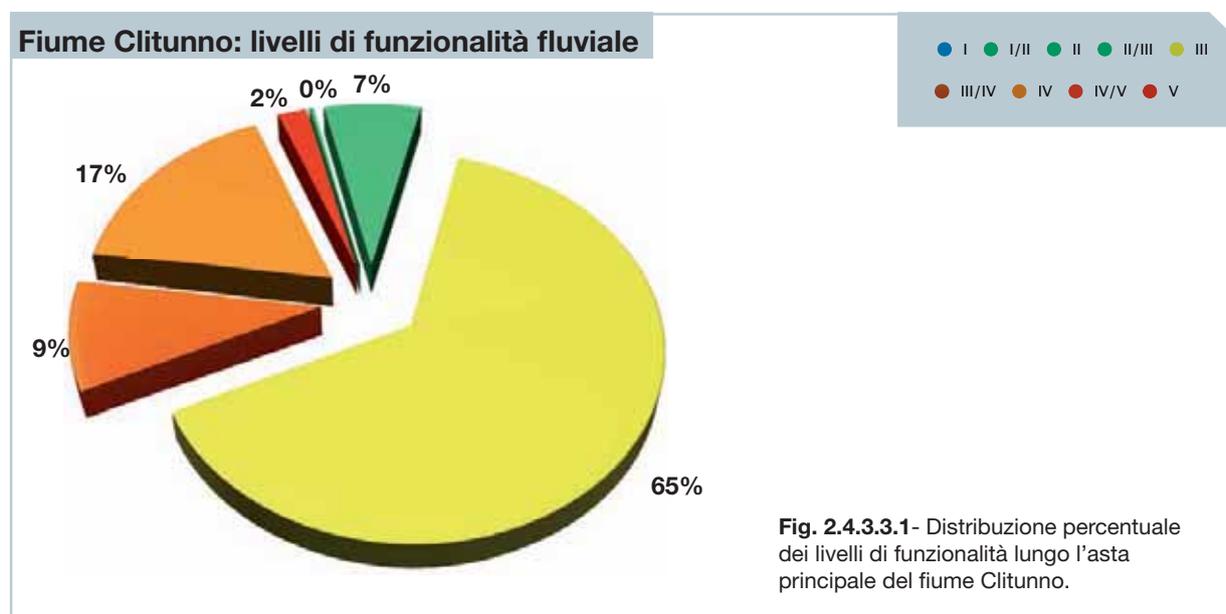
Lo studio ha portato alla compilazione di 47 schede, per un totale di circa 18 km di corso d'acqua, con una media di una scheda ogni 400 m di fiume, indice di un'elevata discontinuità del paesaggio fluviale e, quindi, di una forte frammentazione del corridoio fluviale.

La distribuzione percentuale dei livelli di funzionalità di tutta l'asta fluviale e delle due sponde, riferita alla lunghezza dei tratti, è riportata nelle figure seguenti.

La figura 2.4.4.3.1 evidenzia come lungo tutto il tratto esaminato prevalga un III livello di funzionalità fluviale, corrispondente ad un giudizio mediocre. Tale livello presenta una frequenza percentuale piuttosto elevata, pari al 65%, mentre tutti gli altri livelli di funzionalità si distribuiscono con frequenze molto più basse. Tra questi, il livello più rappresentato è il IV (17%), che esprime una funzionalità scadente.

Frequenze ancora più basse (9 e 7%) sono state registrate sia per i tratti con funzionalità fluviale mediocre-scadente (III-IV livello) sia per quelli con funzionalità buona-mediocre (II-III livello).

Sia il livello IV/V (scadente-pessimo), che il livello V (pessimo) sono presenti con una frequenza dell'1% e sono stati registrati nell'ultimo tratto fluviale, in prossimità dell'abitato di Bevagna, rispettivamente sulla sponda sinistra e in quella destra.



Infine, i livelli di funzionalità più elevata (I e I-II) non sono stati mai rilevati lungo il fiume Clitunno, mentre solo in un tratto si rilevano condizioni di buona funzionalità (livello II).

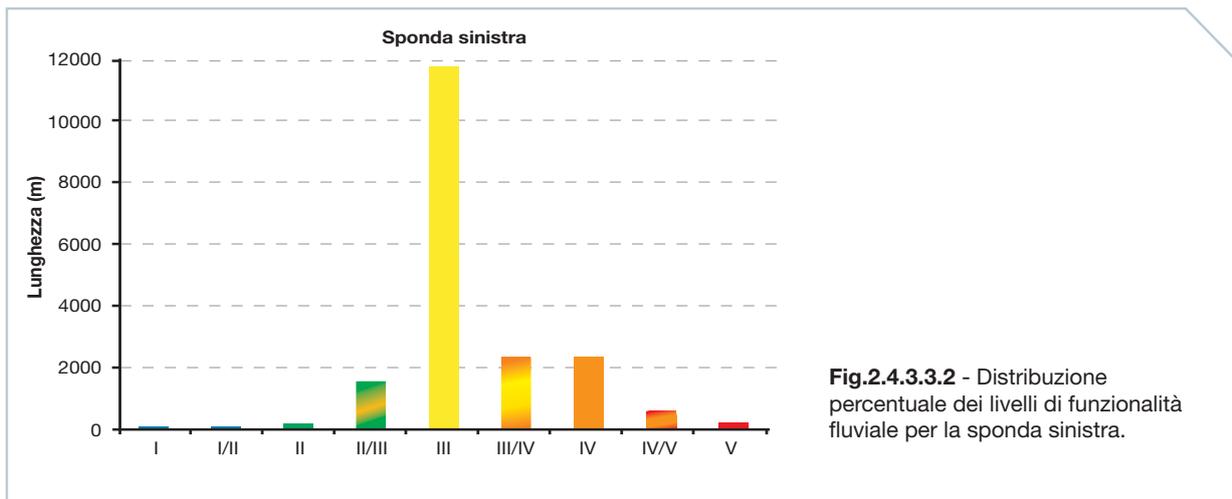


Fig.2.4.3.3.2 - Distribuzione percentuale dei livelli di funzionalità fluviale per la sponda sinistra.

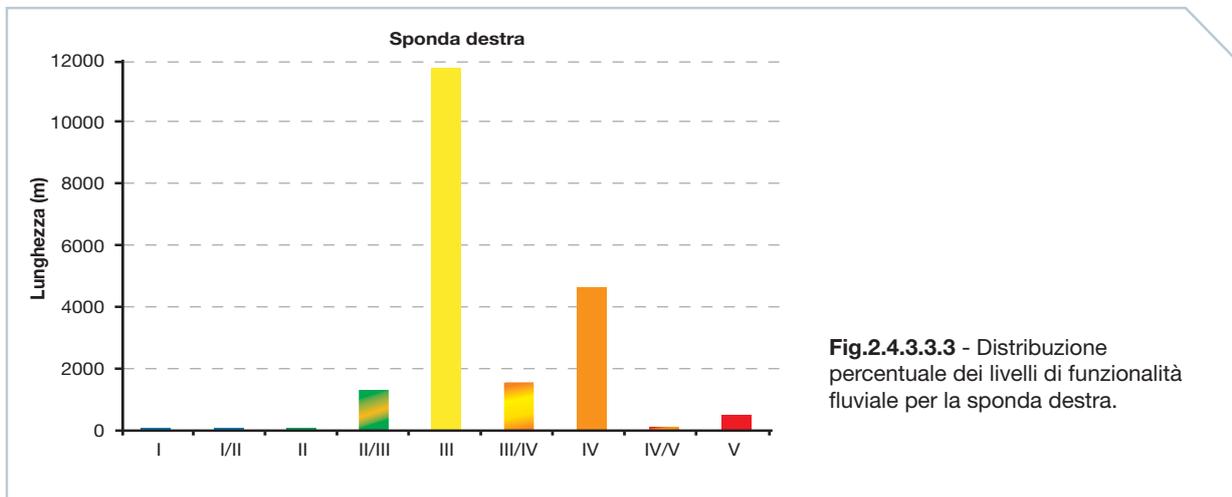


Fig.2.4.3.3.3 - Distribuzione percentuale dei livelli di funzionalità fluviale per la sponda destra.

Le figure 2.4.3.3.2 e 2.4.3.3.3 mostrano la distribuzione percentuale dei livelli IFF per singola sponda. Complessivamente si osserva una sostanziale analogia tra sponda destra e sponda sinistra, dal momento che il livello di funzionalità più frequente, in entrambi i casi, è il III.

Gli scostamenti più significativi tra le due sponde sono dovuti, principalmente, ad una maggiore compromissione della funzionalità ecologica per la sponda destra, dove sono stati registrati più tratti con un livello di funzionalità scadente. Quest'ultima, infatti, risente maggiormente dell'impatto antropico per la presenza di piccoli agglomerati urbani e attività industriali.

Sempre nella stessa sponda, inoltre, si evidenzia l'assenza di tratti caratterizzati da una buona funzionalità fluviale (II livello), sebbene per la sponda sinistra vi sia solo un tratto appartenente a tale livello.

Frequenza dei punteggi per singola domanda

Per ogni tratto omogeneo individuato, vengono di seguito descritti in dettaglio i parametri eco-morfologici che sono stati analizzati nel corso dell'indagine, evidenziando, per ognuno di essi, il grado di funzionalità rilevato.

Per prima cosa, nel protocollo di lavoro, viene definito lo **stato del territorio circostante** il corso d'acqua. Quest'ultimo rappresenta, infatti, una fonte di apporti, siano essi puntiformi o diffusi, di materia organica e di nutrienti, nonché di inquinanti per ruscellamento superficiale e scorrimento ipodermico. La condizione di massima funzionalità viene attribuita ad un corso d'acqua che scorre in un territorio in cui la presenza umana è talmente

ridotta da non provocare impatti sull'ecosistema fluviale, mentre la funzionalità si riduce in presenza di coltivazioni intensive e di aree urbanizzate.

Dall'analisi effettuata si evidenzia come il fiume Clitunno scorra in un territorio caratterizzato prevalentemente da un'urbanizzazione rada e da coltivazioni intensive (figura 2.4.3.3.4).

Sebbene gli insediamenti urbani e industriali possano causare modificazioni più drastiche a scala locale, l'agricoltura rappresenta spesso uno dei fattori di pressione principali sugli ambienti acquatici. Oltre a determinare profonde alterazioni delle caratteristiche idromorfologiche dei corsi d'acqua, infatti, rappresenta anche la più importante sorgente diffusa di inquinanti.

La frequenza dei tratti con aree circostanti urbanizzate risulta essere notevolmente più bassa; i tratti con foreste e boschi sono completamente assenti, mentre prati, pascoli o incolti sono presenti solo in rari casi.

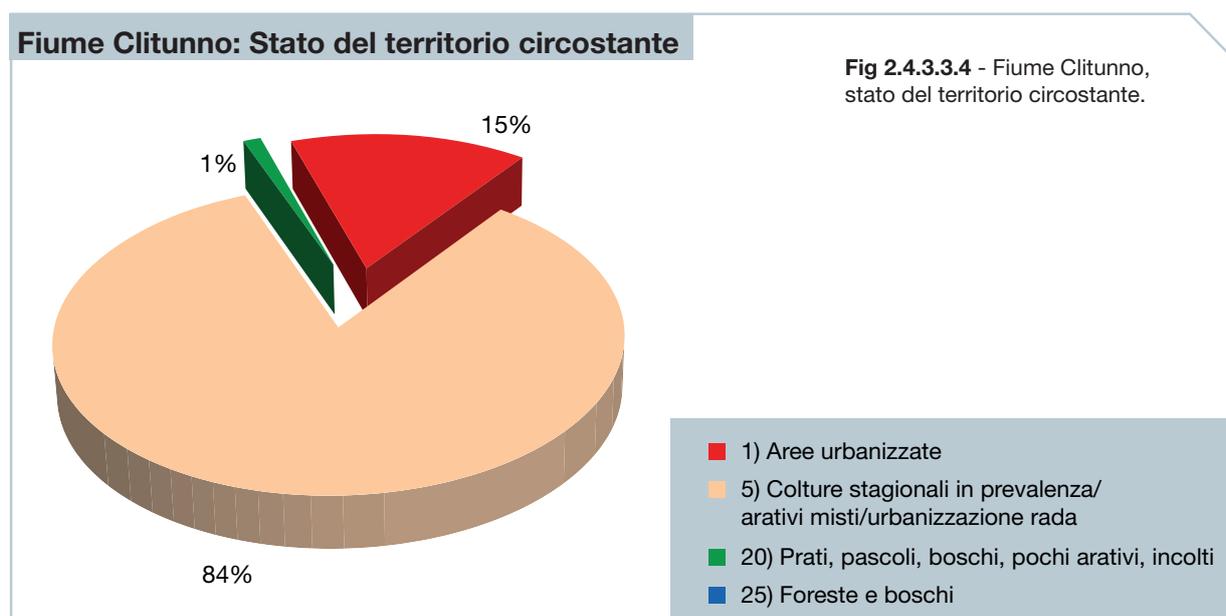


Fig. 2.4.3.3.5 - Coltivazioni intensive in prossimità delle sponde del fiume Clitunno.

Nella figura 2.4.3.3.6 viene rappresentata la distribuzione dei punteggi lungo le due sponde. Quest'analisi, di maggiore dettaglio, conferma come la presenza di coltivazioni intensive sia prevalente su entrambe le sponde. Le aree urbanizzate, in percentuale molto inferiore, sono localizzate soprattutto in destra idrografica.

Fiume Clitunno: Stato del territorio circostante le due sponde

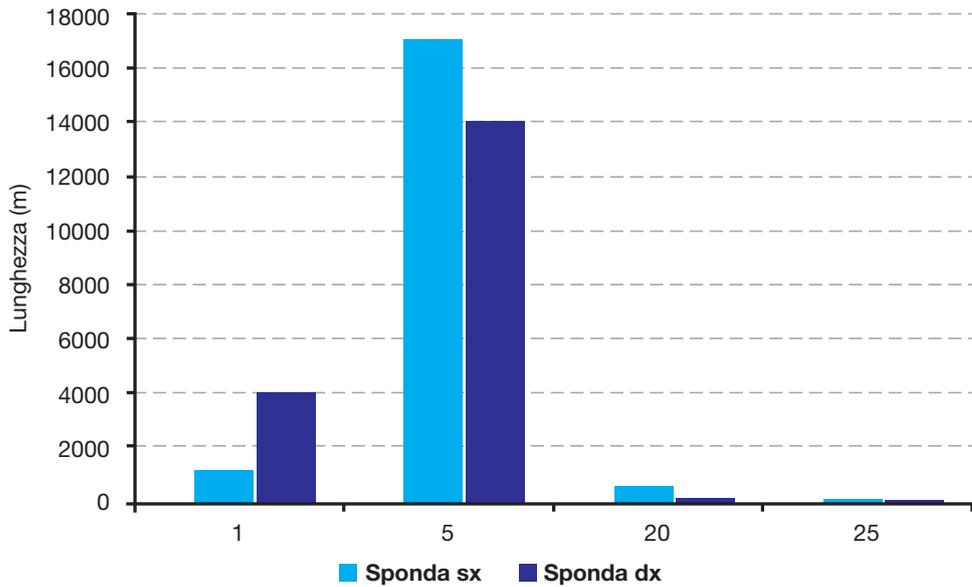


Fig. 2.4.3.3.6 - Fiume Clitunno, stato del territorio circostante le due sponde.

Vengono poi rilevate le caratteristiche, in termini di composizione e struttura, delle **formazioni vegetali presenti nella fascia perifluviale**, localizzata lungo il corso d'acqua immediatamente all'esterno dell'alveo di morbida e comprendente, al suo interno, l'ecotono tra alveo e territorio circostante. In particolare, vengono individuate la tipologia, l'ampiezza e la continuità delle fasce di vegetazione riparia o l'assenza di vegetazione naturale, per presenza di campi o di manufatti.

Le fasce riparie, parte integrante dell'ecosistema fiume, sono considerate uno dei principali sistemi depuranti dei corsi d'acqua dal momento che, oltre a stabilizzare l'alveo, fornire detrito organico, limitare l'eccessivo riscaldamento delle acque e l'eccessivo sviluppo della vegetazione acquatica, intercettano, filtrano e depurano le acque di dilavamento del suolo, ostacolando i processi di eutrofizzazione fluviale.

La massima funzionalità ecologica di un ecosistema fluviale è garantita da:

- Formazioni arboree riparie, costituite prevalentemente da piante igrofile (ontani, salici arborei e pioppi), ossia la cui crescita è influenzata dalla vicinanza dell'acqua, più efficaci come fasce tampone rispetto a formazioni non riparie (a dominanza di specie esotiche) o vegetazione erbacea;
- Fasce di vegetazione arborea, arbustiva o canneto che superano i 30 metri, ampiezza necessaria per il pieno espletamento delle funzioni di filtro, stabilizzazione delle sponde, corridoio ecologico per la fauna e controllo delle inondazioni (quest'ultima funzione si esplica attraverso una regimazione naturale dei deflussi superficiali che determina una riduzione delle portate di piena dei fiumi);
- Fasce riparie senza interruzioni naturali o artificiali, che possono compromettere molte delle funzioni ecologiche che esse svolgono.

Secondo quanto indicato dal metodo, sono state individuate due tipologie di fascia perfluviale:

- *Fascia perfluviale primaria*: fascia formata in modo naturale, dove la vegetazione spontanea si è insediata e consolidata con modelli naturali ed esiste una condizione di totale permeabilità ai flussi tra alveo e territorio circostante.
- *Fascia perfluviale secondaria*: fascia vegetale formata all'interno di un alveo artificiale. Sono ascrivibili a questa tipologia le fasce vegetazionali formatesi all'interno di arginature, con evidente interruzione della permeabilità e del *continuum* trasversale.

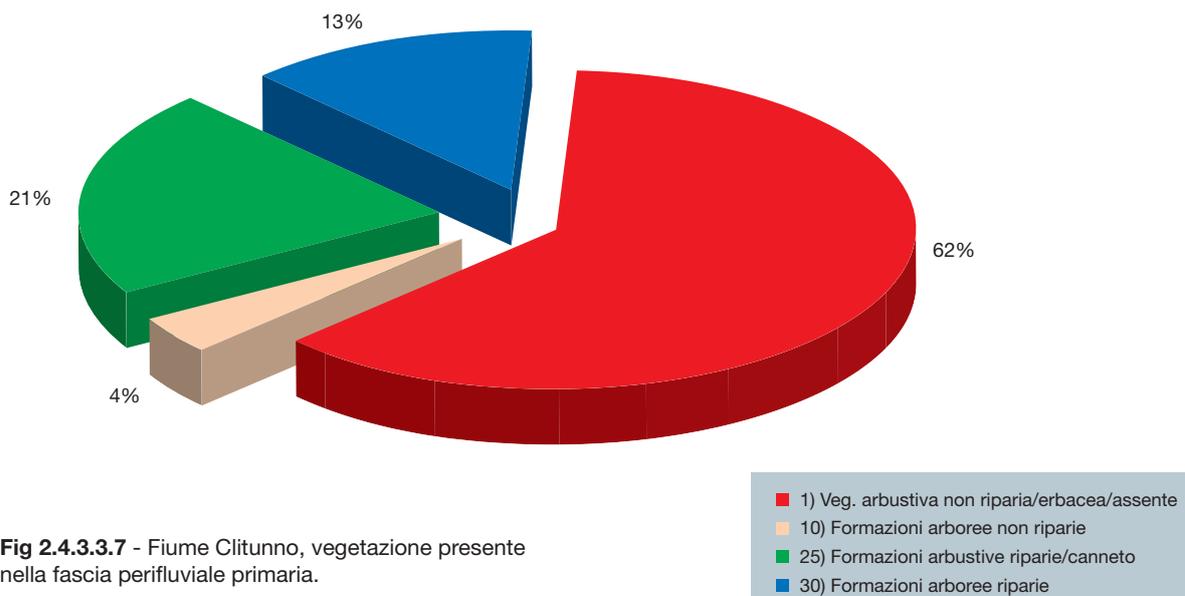
La maggior parte dei tratti del Clitunno studiati risultano caratterizzati dalla presenza di una fascia perfluviale primaria (82%, figura 2.4.3.3.7), anche se la tipologia prevalente è rappresentata da una vegetazione arbustiva non riparia, erbacea o assente (per un'estensione pari a circa 19 km di sponde). Questo è dovuto, principalmente, al forte incremento delle superfici destinate ad uso agricolo che, determinando profonde alterazioni delle caratteristiche idromorfologiche dei corsi d'acqua, causano la riduzione o scomparsa delle fasce di vegetazione perfluviale e, di conseguenza, un incremento dell'erosione e del trasporto dei sedimenti e dei nutrienti.

Circa il 20% del tratto indagato è caratterizzato dalla presenza di formazioni arbustive riparie e/o canneto, che, nonostante siano meno efficaci delle formazioni arboree per la funzionalità fluviale, svolgono comunque importanti funzioni ecologiche, quali ad esempio stabilizzazione delle sponde, fasce tampone, diversità ambientale ecc.

Solo una percentuale molto ridotta è rappresentata da formazioni arboree riparie, concentrate soprattutto nel primo tratto fluviale.

In figura 2.4.3.3.8, relativa alla distribuzione delle diverse tipologie di vegetazione perfluviale primaria tra le due sponde, si evidenzia come in destra idrografica siano meno frequenti i tratti privi di vegetazione perfluviale, mentre aumentano quelli con vegetazione riparia arbustiva ed arborea.

Fiume Clitunno: vegetazione presente nella fascia perfluviale primaria



Fiume Clitunno: vegetazione presente nella fascia perifluviale primaria delle due sponde

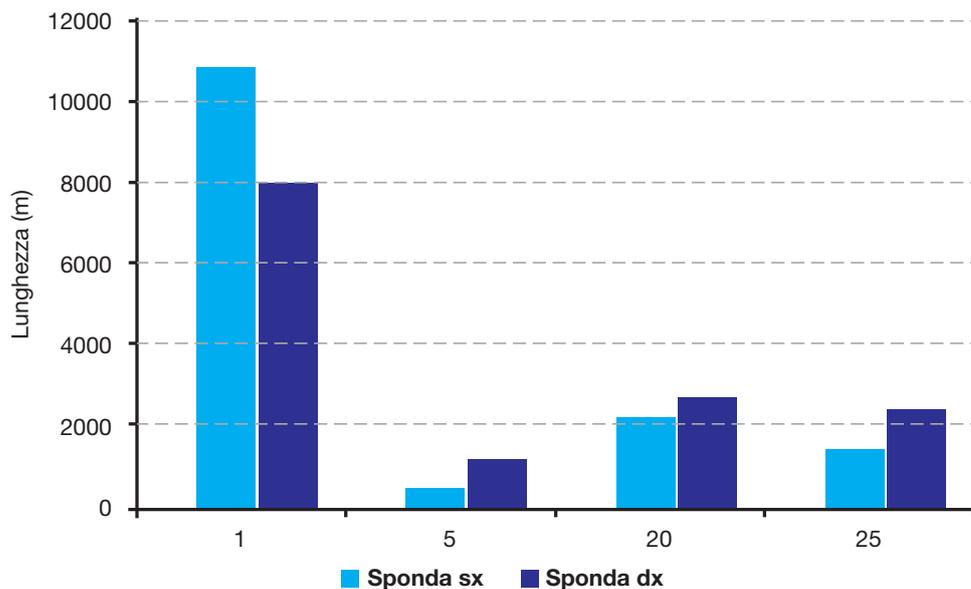


Fig 2.4.3.3.8 - Fiume Clitunno, vegetazione presente nella fascia perifluviale primaria delle due sponde.

Nelle figure seguenti viene mostrata la vegetazione perifluviale presente nella fascia secondaria e la distribuzione percentuale delle diverse tipologie. Anche in questo caso, la tipologia prevalente è rappresentata da una vegetazione arbustiva non riparia, erbacea o assente (per un'estensione pari a circa 4 km di sponde).

Fiume Clitunno: vegetazione presente nella fascia perifluviale secondaria

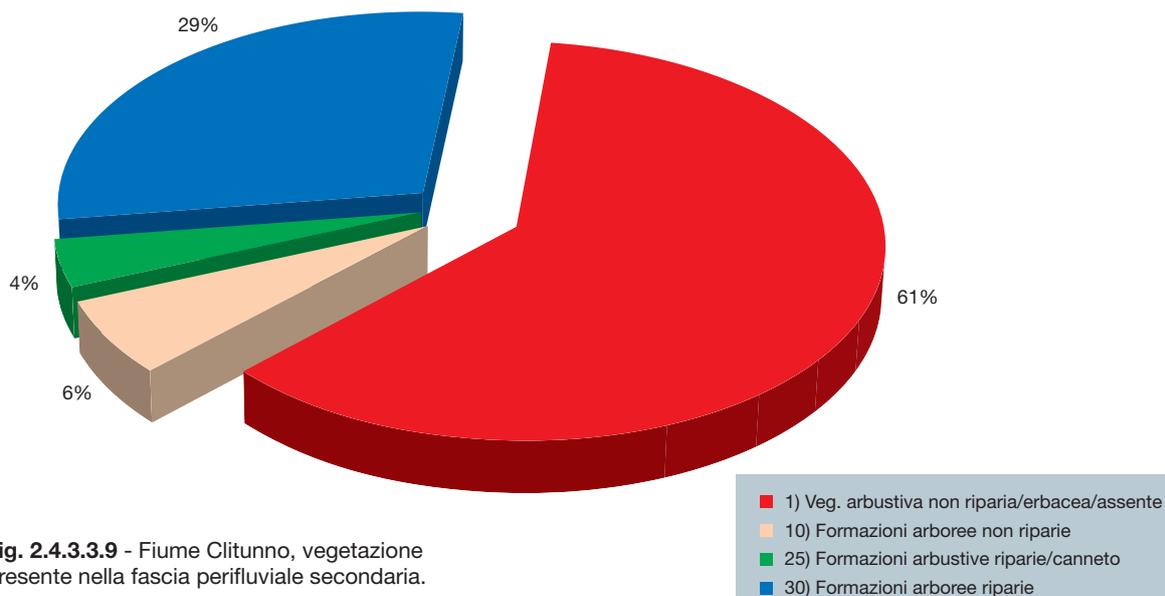


Fig. 2.4.3.3.9 - Fiume Clitunno, vegetazione presente nella fascia perifluviale secondaria.

Fiume Clitunno: vegetazione presente nella fascia perfluviale secondaria delle due sponde

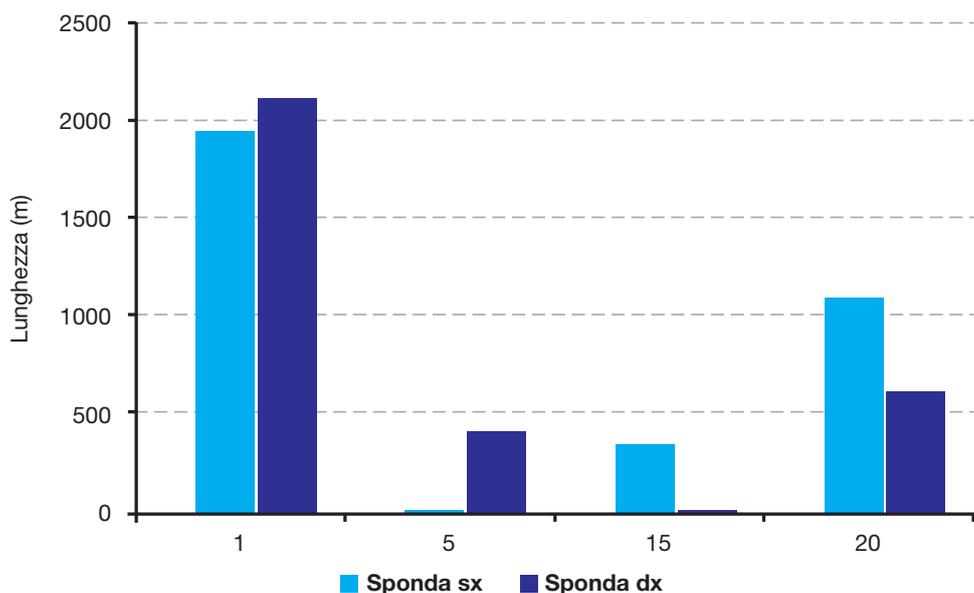


Fig. 2.4.3.3.10 - Fiume Clitunno, vegetazione presente nella fascia perfluviale secondaria delle due sponde.

In riferimento all'**ampiezza** della fascia vegetazionale, la figura 2.4.3.3.11 mostra che oltre la metà dei tratti fluviali monitorati non presenta fasce di vegetazione perfluviale, come già evidenziato precedentemente. Ciò è legato soprattutto all'eliminazione di queste ultime per favorire gli usi antropici del territorio circostante. In particolare, lo sfalcio della vegetazione che colonizza le sponde fluviali è una comune pratica di gestione e manutenzione, effettuata periodicamente lungo il corso d'acqua per facilitarne il deflusso. Anche quando non è massiccio, lo sfalcio della vegetazione altera profondamente la struttura e composizione delle fitocenosi legate all'ambiente acquatico, favorendo essenzialmente poche specie resistenti al taglio.

Il 43% delle sponde presenta un'ampiezza compresa tra 1 e 5 m, non sufficiente per il mantenimento di livelli di funzionalità accettabili. Infine, solo il 3% dei tratti monitorati risulta caratterizzato da una discreta ampiezza delle fasce perfluviali.

Fiume Clitunno: ampiezza della fascia di vegetazione perfluviale

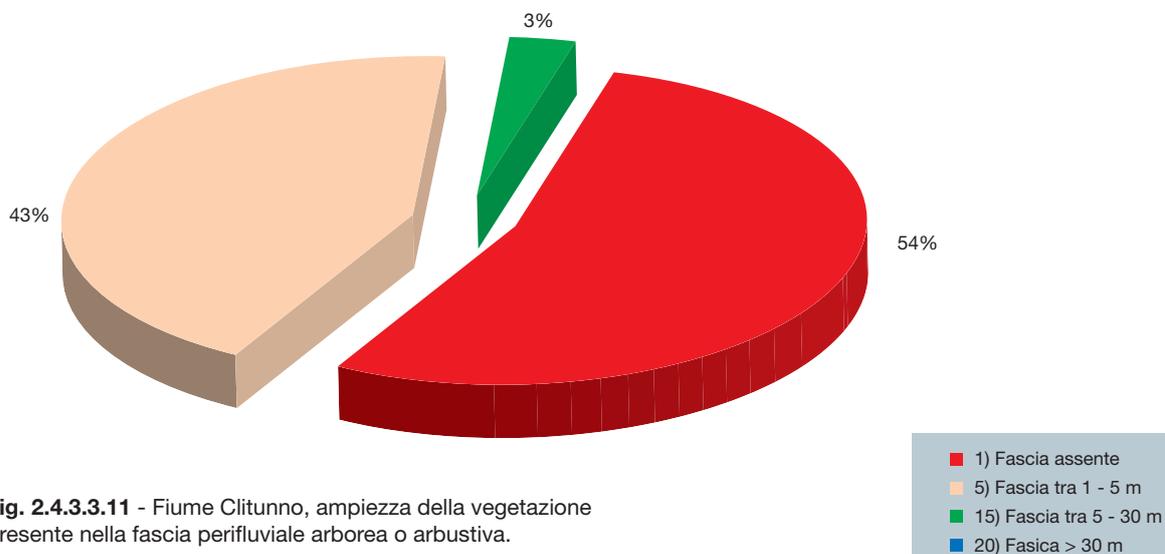


Fig. 2.4.3.3.11 - Fiume Clitunno, ampiezza della vegetazione presente nella fascia perfluviale arborea o arbustiva.

Nella figura seguente viene mostrata l'ampiezza della vegetazione presente nella fascia perifluviale arborea o arbustiva lungo le due sponde.

Fiume Clitunno: ampiezza della fascia di vegetazione delle due sponde

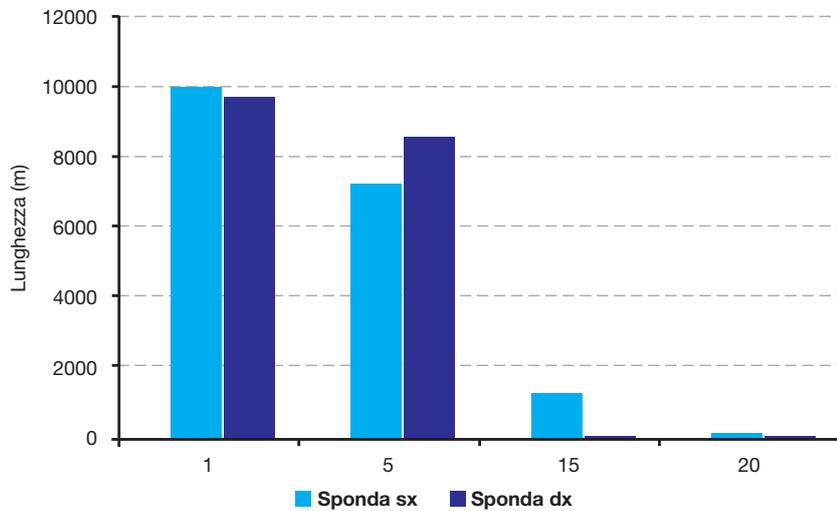


Fig. 2.4.3.3.12 - Fiume Clitunno, vegetazione presente nella fascia perifluviale arborea o arbustiva delle due sponde.

Per quanto riguarda la **continuità** della vegetazione riparia (figure 2.4.3.3.13 e 2.4.3.3.14), si osserva come siano predominanti fasce con frequenti interruzioni o addirittura sia presente solo vegetazione erbacea (continua e consolidata).

L'assenza di una copertura continua lungo le sponde, dovuta sia ad interventi artificiali che a condizioni naturali, compromette a vario livello molte delle funzioni ecologiche svolte dalla vegetazione perifluviale. Importante anche la percentuale delle sponde caratterizzate dalla presenza di vegetazione erbacea rada o suolo nudo mentre solo nel 15% dei tratti monitorati si rilevano fasce di vegetazione arborea o arbustiva senza interruzioni significative.

L'analisi effettuata a livello delle due sponde, evidenzia come in destra idrografica si rilevi una maggiore frequenza di tratti con frequenti interruzioni delle fasce riparie o presenza di sola vegetazione erbacea.

Fiume Clitunno: continuità della fascia di vegetazione perifluviale

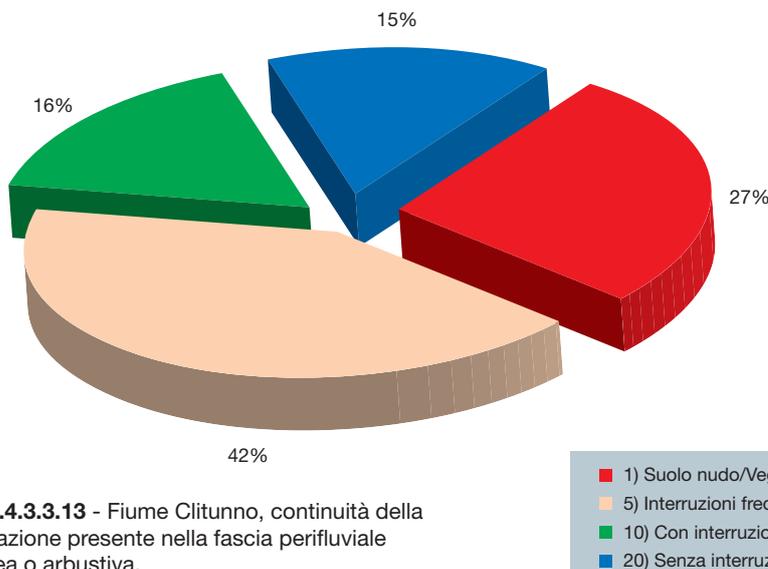


Fig. 2.4.3.3.13 - Fiume Clitunno, continuità della vegetazione presente nella fascia perifluviale arborea o arbustiva.

Fiume Clitunno: continuità della fascia di vegetazione perfluviale

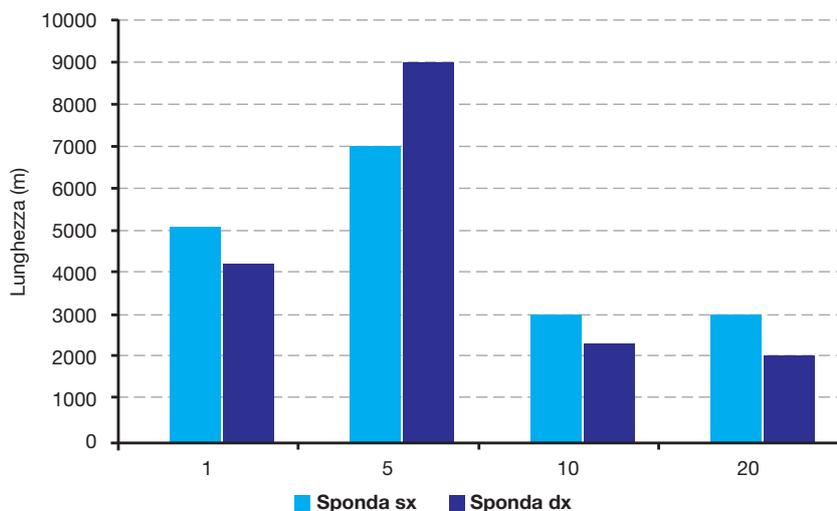


Fig. 2.4.3.3.14 - Fiume Clitunno, continuità della vegetazione presente nella fascia perfluviale arborea o arbustiva delle due sponde.



Fig. 2.4.3.3.15 - Vegetazione perfluviale arborea presente su entrambe le sponde.



Fig. 2.4.3.3.16 - Sponde soggette a sfalcio con interruzione del canneto.



Fig. 2.4.3.3.17 - Tratto con fasce perfluviali di canneto continue lungo entrambi le sponde



Fig. 2.4.3.3.18 - Esempio di sponda fluviale priva di vegetazione riparia in cui è stata realizzata una palizzata.

Attraverso la scheda di campo vengono indagate anche le **condizioni idriche dell'alveo**, valutando l'influenza della frequenza e dell'intensità delle variazioni di portata sull'efficienza della colonizzazione da parte delle cenosi vegetali e animali. Il regime idraulico di un corso d'acqua è condizionato principalmente dalla natura geologica del bacino e dal tipo di copertura vegetale. Alle variazioni di portata naturali si possono aggiungere quelle indotte dall'uomo, che possono essere giornaliere (derivazioni idroelettriche) o stagionali (soprattutto derivazioni a scopo irriguo) ed influiscono sullo stato delle comunità bentoniche. In genere, i corsi d'acqua caratterizzati da un regime idraulico stabile ospitano comunità più abbondanti e varie, mentre corsi d'acqua con variazioni forti e frequenti sono colonizzati da comunità povere qualitativamente e quantitativamente, formate da poche specie che sono adattate a queste condizioni ambientali.

Il fiume Clitunno mostra, in generale, portate relativamente costanti, essendo alimentato da emergenze di acque sotterranee che rappresentano la falda di base della struttura omonima. Ciò dovrebbe favorire, almeno potenzialmente, un'efficiente e stabile colonizzazione dell'alveo da parte di comunità biotiche.

Tra gli obiettivi dell'indice c'è anche quello di valutare le caratteristiche morfologiche e strutturali delle **rive**, che corrispondono alla stretta fascia di confine tra alveo di morbida e fascia perifluviale. In genere, una riva con struttura morfologica diversificata, costituita da massi, vegetazione arborea e anfratti, offre una ricca varietà di microhabitat per le biocenosi, contribuendo alla diversità biologica dell'ecosistema fluviale. Tale diversificazione viene spesso compromessa da interventi artificiali di consolidamento delle rive, come difese spondali realizzate in cemento o con massi cementati, che rendono uniforme e monotona la stretta fascia di riva, riducendone la ricchezza in habitat.

Nella maggior parte del tratto indagato il fiume Clitunno presenta, su entrambe le sponde, rive caratterizzate da una copertura prevalentemente erbosa, in cui la diversità ambientale è fortemente ridotta (figura 2.4.3.3.19). In una discreta percentuale di tratti si rileva la presenza di rive con vegetazione arbustiva continua o alternata a tratti erbosi o canneto, che offrono comunque una maggiore ricchezza di habitat per le biocenosi.

Da segnalare, infine, un 19% di tratti in cui le rive sono prive di vegetazione o in cui sono stati realizzati interventi di consolidamento delle sponde (palizzate).

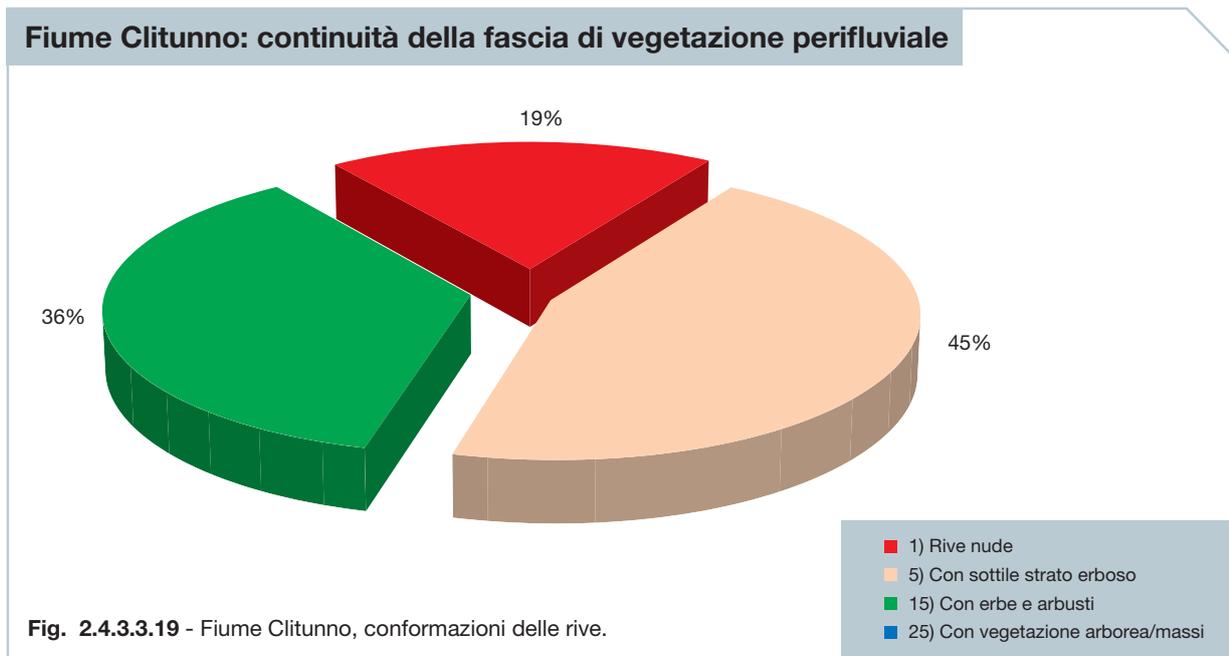




Fig. 2.4.3.3.20 - Esempio di sponda con rive coperte da uno strato erboso molto sottile che lascia scoperto il suolo sottostante.



Fig. 2.4.3.3.21 - Tratto fluviale con rive caratterizzate da un'alternanza di erbe e arbusti, che favorisce una certa varietà di microhabitat.

Fiume Clitunno: conformazione delle rive

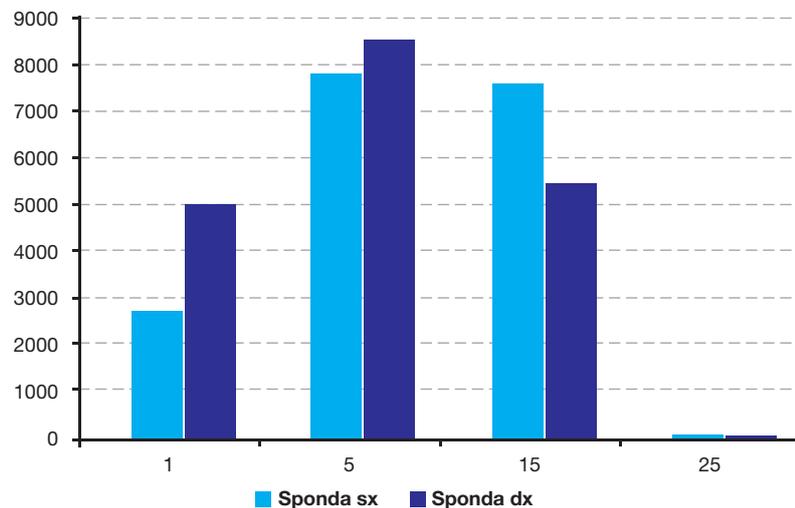


Fig. 2.4.3.3.22 - Fiume Clitunno, conformazioni delle rive nelle due sponde.

Vengono poi osservati una serie di parametri che consentono di valutare la struttura dell'alveo.

Attraverso l'analisi delle **strutture di ritenzione degli apporti trofici** si determina la capacità del corso d'acqua di trattenere quantità più o meno rilevanti di sostanza organica per la presenza di massi, ciottoli, radici o tratti caratterizzati da una ridotta velocità della corrente. Il processo di ritenzione della materia organica è essenziale per l'ecosistema fiume, dal momento che maggiori sono le quantità di detrito che vengono trattenute in alveo, maggiori sono le possibilità di degradarlo e assimilarlo da parte dei macroinvertebrati e degli altri sistemi depuranti. In queste condizioni aumenta l'efficienza di risposta dell'ecosistema ad aggiunte di nutrienti e, di conseguenza, la sua stabilità.

Più della metà dei tratti indagati del fiume Clitunno presenta, per questo parametro, il punteggio massimo, corrispondente ad una condizione ideale per la ritenzione. Quest'ultima è legata soprattutto alla presenza in alveo di idrofite con copertura rilevante e, in alcuni casi, di fasce di canneto continue, che assicurano un'efficace azione di trattenimento del detrito (figura 2.4.3.3.23). Meno frequenti, ma comunque rappresentati lungo il fiume, sono i tratti in cui l'alveo mostra una minore efficacia ritentiva dovuta o ad una rarefazione o alla scomparsa della copertura macrofitica e del canneto.

Il tratto finale del corso d'acqua, soprattutto nei pressi dell'abitato di Bevagna, presenta, invece, un netto peggioramento per questo parametro, essendo caratterizzato da un fondo limoso uniforme, spesso anossico.

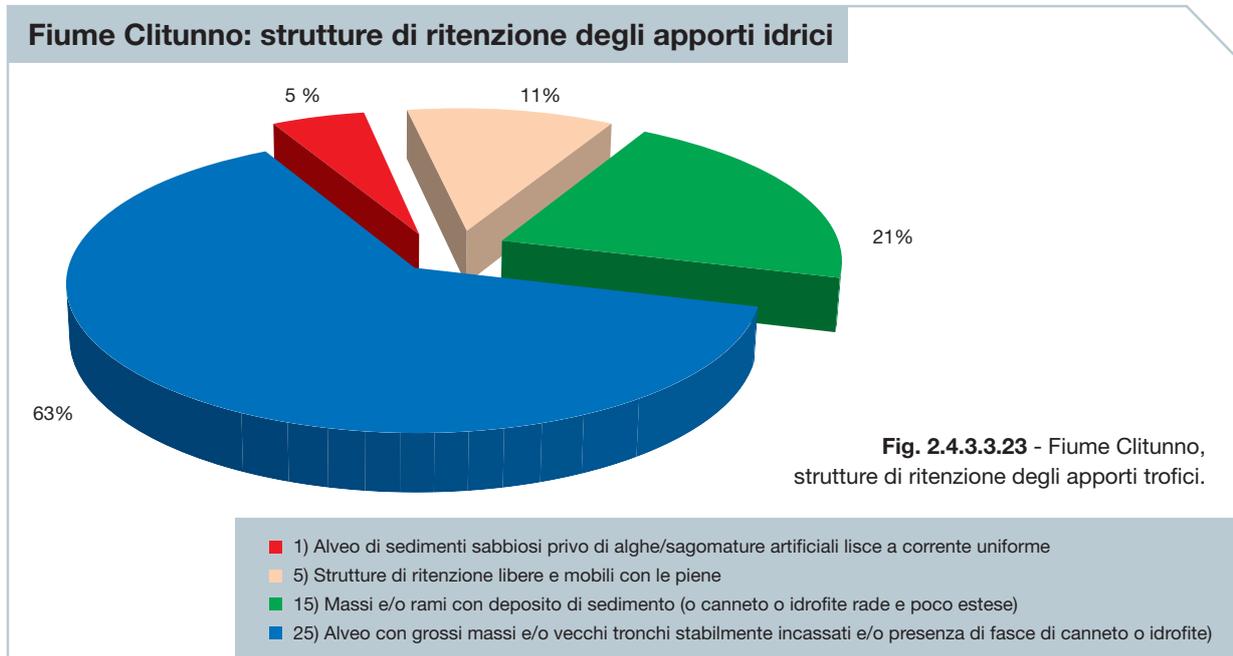


Fig. 2.4.3.3.24 - Esempi di tratti fluviali con presenza in alveo di un'elevata copertura di idrofite che determina un'efficace capacità di ritenzione della sostanza organica, fonte di energia per l'ecosistema acquatico.

Nel corso dell'indagine sono stati individuati anche i processi erosivi in atto a carico delle due sponde. Un'erosione frequente, infatti, operando una continua e rapida trasformazione, riduce la funzionalità del corso d'acqua e non consente una maturazione del sistema. In questo caso è evidente lo scavo delle rive con scoperta delle radici o sono presenti opere longitudinali di difesa spondale, canalizzazioni o briglie poste ad una certa distanza tra loro. Tali manufatti artificiali, infatti, dal momento che sono finalizzati a ridurre l'erosione, indicano proprio un'elevata potenza erosiva della corrente.

Come mostra la figura 2.4.3.3.25, quasi tutta l'asta principale è caratterizzata da tratti privi di fenomeni erosivi evidenti. Ciò è legato prevalentemente al fatto che il fiume non è soggetto a fluttuazioni di portata evidenti, tranne piccoli tratti dove i fenomeni erosivi, anche se di modesta entità, derivano da interventi umani.

Fiume Clitunno: erosione



Fig. 2.4.3.3.25 - Fiume Clitunno, erosione.

Fiume Clitunno: erosione delle due sponde

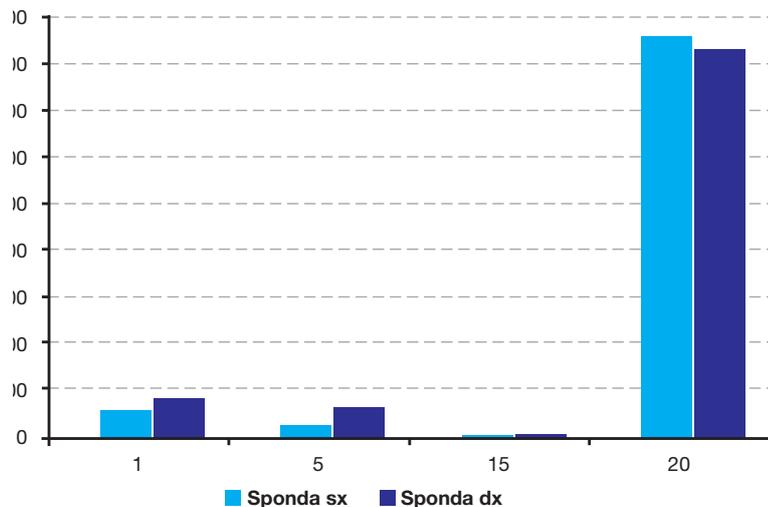


Fig. 2.4.3.3.26 - Fiume Clitunno, erosione delle due sponde.

Viene analizzata poi la naturalità della **sezione trasversale** e l'eventuale deterioramento dovuto a trasformazioni antropiche. Gli interventi artificiali di sistemazione dell'alveo (risagomature, rettifiche, arginature, tombamenti) e di consolidamento delle sponde, infatti, alterano profondamente l'ambiente fluviale e possono causare un degrado più grave di quello dovuto all'inquinamento. Una sezione naturale garantisce, infatti, sia la continuità verticale con la falda sia la continuità laterale con l'ecotono ripario.

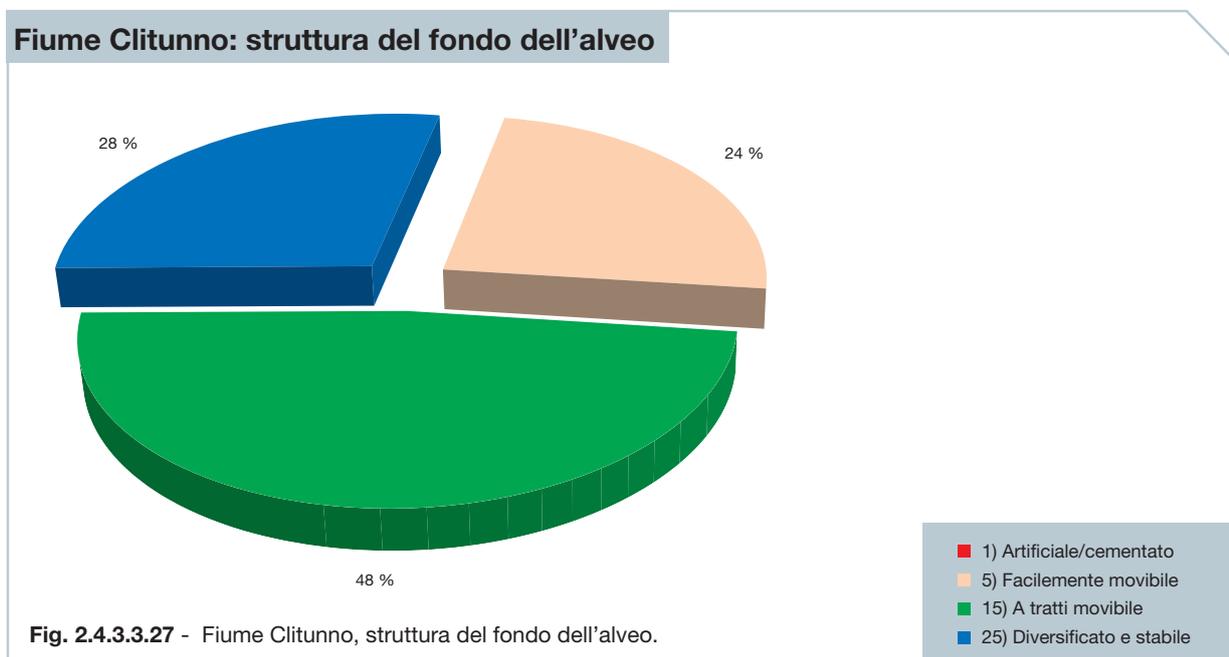
All'intero corso d'acqua è stato attribuito, per questo parametro, sempre lo stesso punteggio dal momento che la sezione trasversale, sebbene artificiale, presenta elementi naturali dovuti all'evoluzione del corso d'acqua che nel tempo ha mitigato la sua natura originaria.

Per la valutazione della struttura dell'alveo, secondo quanto indicato nel metodo IFF, viene esaminata la diversità ambientale sia a livello di microscala che di macroscala.

Nel primo caso, si valuta la **struttura del fondo dell'alveo**, essendo uno dei fattori che influenzano maggiormente la struttura e la distribuzione delle comunità di macroinvertebrati, all'interno delle quali ogni specie presenta particolari adattamenti morfologici e comportamentali. Un alveo con substrato eterogeneo presenta una varietà di microhabitat che possono ospitare una fauna ricca e diversificata, garantendo, quindi, un'elevata diversità biologica che contribuisce ad una migliore efficienza depurativa e ad una maggiore stabilità del sistema.

Come mostra la figura 2.4.3.3.27, il fiume Clitunno è caratterizzato prevalentemente da situazioni in cui il fondo si presenta a tratti mobile ed è instabile con le piene (48%).

Una buona percentuale dei tratti indagati, tuttavia, presenta un letto fluviale stabile ed eterogeneo, in grado di ospitare una fauna ricca e diversificata (28%). Ciò è legato soprattutto alla colonizzazione dell'alveo da parte di idrofite radicate, che favoriscono la ricchezza di microhabitat. Altrettanto frequenti risultano, comunque, i tratti in cui il substrato è facilmente mobile e, quindi, meno idoneo alla colonizzazione di comunità biotiche ben strutturate.



A livello di macroscala, invece, la diversità ambientale dell'alveo fluviale dipende dalla disponibilità e ricorrenza di un mosaico di ambienti diversi. In condizioni naturali, la corrente di un corso d'acqua varia continuamente nel tempo e nello spazio; si formano, quindi, irregolarità morfologiche come **pozze** (zone più profonde, dove la velocità della corrente è più bassa e prevalgono sedimenti fini), **raschi** (aree rilevate ad elevata velocità e turbolenza, caratterizzate da un substrato grossolano), e **meandri** (anse che rendono sinuoso il tracciato di un fiume). In condizioni di massima funzionalità, le varie componenti sono presenti ad intervalli regolari, garantendo così un'elevata diversificazione morfologica del fiume e l'intero mosaico di ambienti necessari a tutte le attività vitali dei pesci.

Come evidenzia la figura 2.4.3.3.28, la diversità ambientale dell'alveo a livello di macroscala risulta compromessa nella maggior parte dei tratti indagati (86%), dal momento che il fiume Clitunno, essendo un corso d'acqua artificializzato, è un corso d'acqua sostanzialmente uniforme e presenta, in generale, un percorso raddrizzato. Solo in alcuni casi si rileva una certa diversificazione di ambienti, sebbene si tratti di condizioni caratterizzate da una distribuzione irregolare di microhabitat, che generalmente è sintomo di alterazioni nei processi idromorfologici.

Raschi pozze e meandri

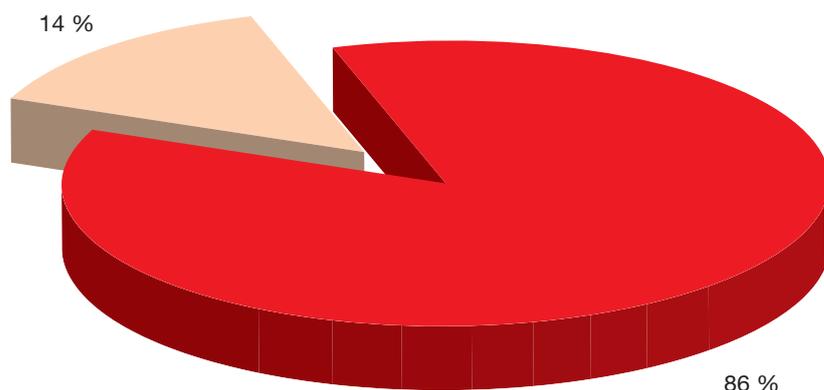


Fig. 2.4.3.3.28 - Fiume Clitunno, raschi, pozze e meandri.

- 1) Meandri, raschi e pozze, percorso raddrizzato
- 5) Lunghe pozze che separano corti raschi o viceversa, pochi meandri
- 20) Presenti a distanze diverse e con successione irregolare
- 25) Ben distinti, ricorrenti

Nell'applicazione del metodo IFF riveste molta importanza anche l'analisi delle componenti biologiche presenti in alveo (vegetazione acquatica e comunità macrobentonica).

Per quanto riguarda la **componente vegetale** vengono osservati il periphyton e la comunità di macrofite. Il **periphyton** è una pellicola biologica, scivolosa al tatto, che si sviluppa sui substrati duri ed è formata da comunità microscopiche di batteri, funghi, microalghe (soprattutto Diatomee), amebe e rotiferi, la cui densità dipende sia dalle condizioni d'illuminazione del fondo che dal chimismo delle acque. La sostanza organica che raggiunge un corso d'acqua, di origine naturale o antropica, viene demolita e resa più appetibile per i macroinvertebrati da questi microrganismi che rappresentano, pertanto, il primo sistema depurante di un fiume.

Le **macrofite**, popolamenti vegetali che si insediano nell'alveo bagnato, contribuiscono ai processi di autodepurazione delle acque attraverso l'organizzazione dei nutrienti. Inoltre, svolgono l'importante ruolo di produttori primari e creatori di microhabitat per la fauna.

L'eutrofizzazione di un corso d'acqua si riflette sia nello sviluppo di uno spesso feltro perifitico sia, se la velocità della corrente lo permette, nella crescita di macrofite acquatiche, specie quelle tolleranti stati trofici elevati.

I risultati del rilievo IFF sul fiume Clitunno evidenziano come, per questo parametro, una buona percentuale di tratti monitorati (41%) sia caratterizzata dalla presenza in alveo di un periphyton discreto, con scarsa copertura di macrofite tolleranti (figura 2.4.3.3.29).

Tuttavia, sono presenti tutte le possibili condizioni, da tratti con periphyton poco sviluppato a tratti con periphyton poco sviluppato ma significativa copertura di macrofite tolleranti (25%), fino alle situazioni peggiori, in cui si rileva un feltro perifitico spesso (6%), costituito in prevalenza da alghe macroscopiche (ciuffi di alghe filamentose).

Fiume Clitunno: componente vegetale in alveo bagnato in acque a flusso laminare

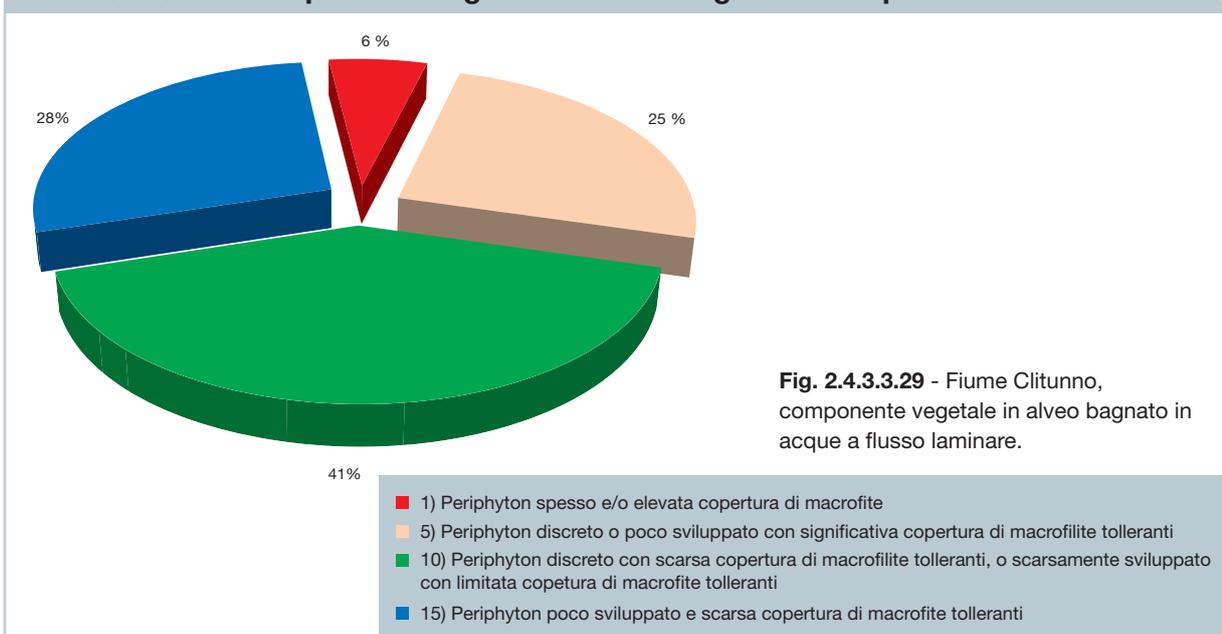


Fig. 2.4.3.3.30 - Presenza di alghe filamentose nell'alveo fluviale.

Viene poi esaminata la consistenza del **detrito** (sostanza organica trattenuta dal corso d'acqua), in quanto fornisce indicazioni sull'efficienza di demolizione da parte degli organismi acquatici e, quindi, sull'efficienza dei processi di autodepurazione. Un detrito costituito da materia organica particolata grossolana e fine indica la presenza di condizioni ottimali (buona capacità di ritenzione, comunità macrobentonica diversificata e buona ossigenazione), in cui la demolizione dei frammenti vegetali è affidata principalmente ai macroinvertebrati trituratori. La prevalenza di frammenti polposi o, in assenza di ossigeno, di materiale fine nerastro è sintomo, invece, di una demolizione essenzialmente di tipo batterico, che si instaura in condizioni di inquinamento, comunità bentonica squilibrata e scarsa ossigenazione.

Il detrito analizzato nel fiume Clitunno è costituito, nella metà dei tratti indagati, da frammenti vegetali polposi (figura 2.4.3.3.31), indicatori di una condizione diffusa di squilibrio e di inquinamento.

Il 41% dei tratti presenta, invece, una condizione migliore, caratterizzata dalla presenza di frammenti vegetali fibrosi e polposi. Si evidenzia come, in alcuni tratti, soprattutto nei pressi dell'abitato di Bevagna, si verificano condizioni anaerobiche con formazione di materiale fino nerastro, talora maleodorante.

Fiume Clitunno: struttura del fondo dell'alveo

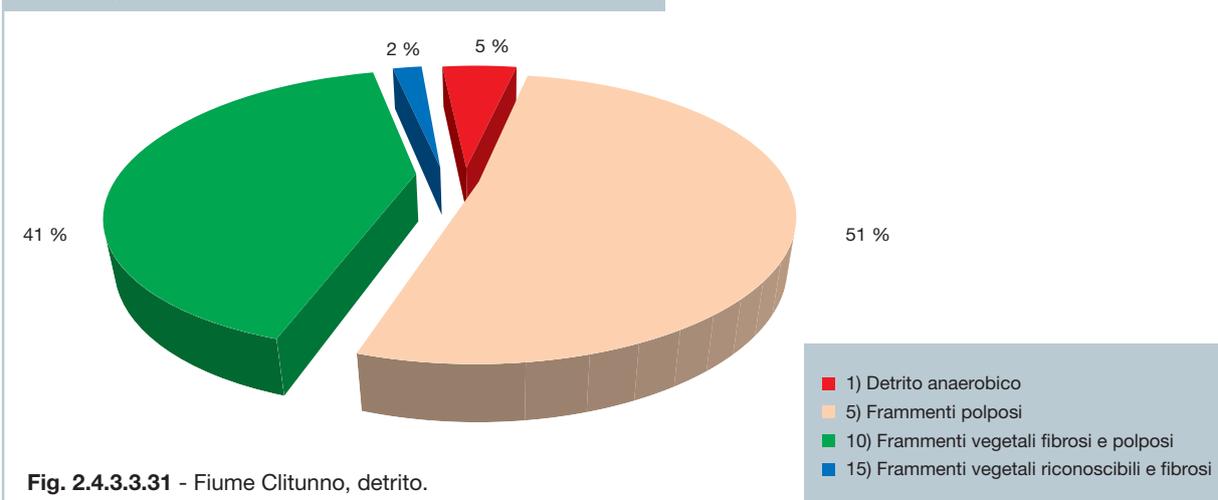


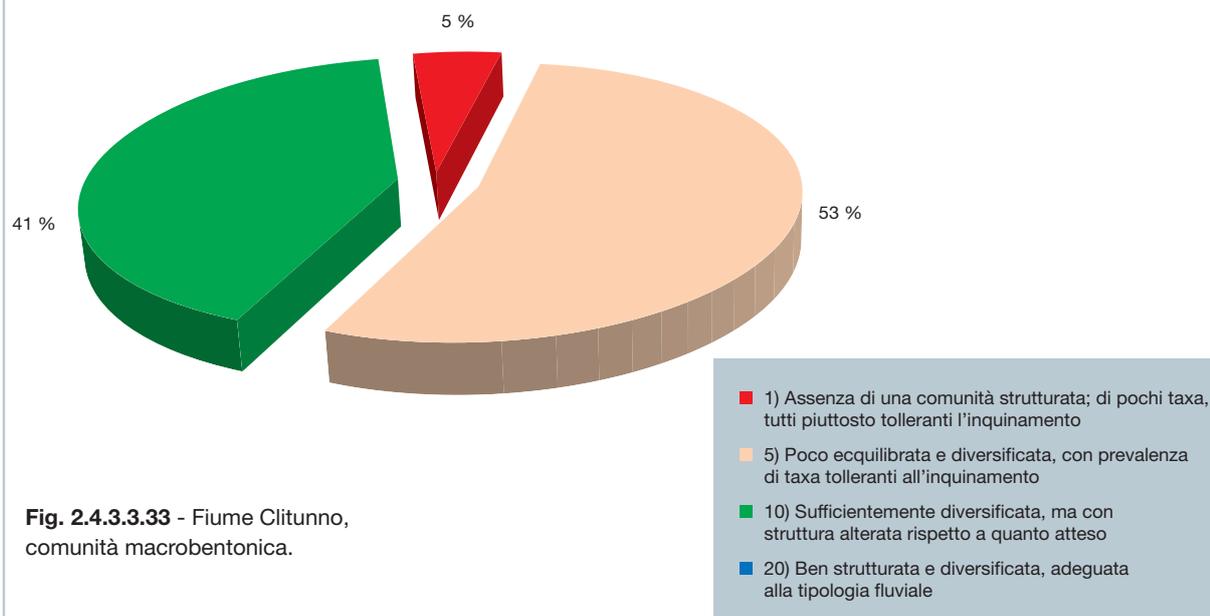
Fig. 2.4.3.3.32 - Detrito anaerobico.

L'analisi della **comunità macrobentonica** consiste nella valutazione dello stato di salute della comunità stessa in termini di ricchezza e sensibilità dei *taxa* presenti. Si tratta di organismi invertebrati di dimensioni superiori al mm, che vivono almeno una parte del loro ciclo vitale in acqua, su substrati disponibili, e utilizzano diversi meccanismi di adattamento.

I macroinvertebrati, oltre ad essere fondamentali nella rete alimentare di un fiume, rappresentando un'importante fonte di energia per gli organismi superiori, sono il secondo sistema depurante di un ambiente lotico in quanto degradano i frammenti organici parzialmente trattati dai batteri e, grazie alla loro ricchezza di specializzazioni, possono utilizzare ogni forma di risorsa disponibile, anche di origine antropica. Una comunità ricca e diversificata, quindi, è in grado di rispondere alle variazioni stagionali o antropiche di carico organico, garantendo una buona capacità autodepurativa del corso d'acqua. In genere, alterazioni nella struttura della comunità possono essere dovute sia all'inquinamento sia a modificazioni morfologiche dell'alveo.

La comunità macrobentonica campionata nel fiume Clitunno (figura 2.4.3.3.33), risulta, in circa la metà dei casi esaminati, essere povera qualitativamente e quantitativamente, poco equilibrata e scarsamente diversificata; gli organismi più sensibili, tra gli Ephemeropteri e i Tricotteri, sono assenti, mentre prevalgono i *taxa* più tolleranti all'inquinamento che tendono a formare popolazioni numerose. Il 41% dei tratti indagati presenta, tuttavia, condizioni migliori, anche se la comunità, pur essendo più diversificata, risulta comunque lievemente alterata nella struttura e continuano ad essere assenti i *taxa* più sensibili. Per un'analisi più dettagliata si rimanda al paragrafo 5.1.

Fiume Clitunno: comunità macrobentonica



Nel complesso, l'analisi dettagliata di ogni singolo parametro eco-morfologico rilevato nel corso dell'indagine, porta alla seguente caratterizzazione della funzionalità del fiume Clitunno:

- il territorio circostante è costituito in prevalenza da colture stagionali, arativi misti e urbanizzazione rada. Le aree urbanizzate, poco frequenti, si concentrano soprattutto lungo la sponda destra;
- in più della metà dei tratti studiati le fasce di vegetazione perfluviale sono praticamente assenti e le sponde sono caratterizzate per lo più dalla presenza di una vegetazione erbacea continua e consolidata, che non garantisce in modo adeguato le funzioni di filtro per sedimenti e nutrienti e di stabilizzazione della sponda proprie della vegetazione ripariale. Le tipologie di fasce riparie, qualora presenti, sono rappresentate da canneto o filari arborei isolati, con interruzioni frequenti sullo sviluppo longitudinale;
- circa la metà del tratto esaminato presenta, su entrambe le sponde, rive caratterizzate da una copertura prevalentemente erbosa, in cui la diversità ambientale è fortemente ridotta. In una buona percentuale del fiume Clitunno, tuttavia, sono comunque presenti tratti in cui si sviluppa una vegetazione arbustiva continua o alternata a tratti erbosi o canneto, che offre una maggiore ricchezza di habitat per le bioce-nosi;
- quasi tutta l'asta principale è caratterizzata da tratti privi di fenomeni erosivi evidenti. Ciò è legato prevalentemente al fatto che il fiume non è soggetto a fluttuazioni di portata evidenti, tranne piccoli tratti dove i fenomeni erosivi, anche se di modesta entità, derivano da interventi umani;
- la diversità ambientale dell'alveo, a livello di microscala, è buona nella maggior parte del tratto fluviale, dal momento che prevale un substrato caratterizzato dalla presenza di idrofite con copertura rilevante e, in alcuni casi, di fasce di canneto continue. Questo assicura una efficace azione di trattenimento della materia organica e di elaborazione di questa da parte degli organismi acquatici, fondamentale per l'autodepurazione del corso d'acqua;
- la diversità ambientale a livello di macroscala risulta, invece, compromessa nella maggior parte dei tratti indagati dal momento che il fiume Clitunno, essendo un corso d'acqua artificializzato, è sostanzialmente uniforme e presenta, in generale, un percorso raddrizzato;

- la componente vegetale in alveo è costituita in prevalenza da un periphyton discreto, con scarsa copertura di macrofite tolleranti, indice di una situazione eutrofica. In alcuni tratti, si segnala anche la presenza di un feltro perifitico spesso costituito in prevalenza da alghe macroscopiche (ciuffi di alghe filamentose);
- la comunità macrobentonica risulta, per almeno la metà dei casi, poco diversificata, povera qualitativamente e quantitativamente, e caratterizzata dalla presenza di pochi *taxa* tutti tolleranti. A ciò si accompagna la presenza di un detrito composto prevalentemente da frammenti vegetali polposi, indicatori comunque di una condizione diffusa di squilibrio e di inquinamento. Nonostante una buona eterogeneità di microhabitat in alveo, favorita dalla rilevante copertura di macrofite, la comunità rilevata risulta comunque alterata nella struttura essendo sempre assenti i *taxa* più sensibili.

In tabella 2.4.3.3.1 sono riportati in sintesi i risultati relativi all'analisi dei singoli parametri.

n scheda	m	TER sx	TER dx	VEG1 sx	VEG1 dx	VEG2 sx	VEG2 dx	AMP sx	AMP dx	CON sx	CON dx	IDR	RIV sx	RIV dx	RIT	ERO sx	ERO dx	SEZ	FON	RAS	VEGT	VEGL	DET	MBT	IFF sx	IFF dx
CLT1	109	5	5	25	30	0	0	5	5	20	10	20	15	5	25	20	20	5	25	5	0	15	15	10	II	II-II
CLT2	313	5	5	1	1	0	0	1	1	5	5	20	5	25	20	20	5	25	5	0	10	10	10	III	III	
CLT3	269	5	1	0	0	20	1	5	5	10	20	5	5	25	20	20	5	25	5	0	10	10	10	III	III	
CLT4	452	5	5	0	0	1	20	1	5	5	10	20	5	1	25	5	5	25	5	0	1	1	10	III-IV	III	
CLT5	234	10	5	0	0	1	1	1	1	1	1	20	1	1	1	5	5	5	1	0	10	5	5	IV	IV	
CLT6	164	5	5	30	30	0	0	5	5	20	20	20	5	25	20	20	5	25	5	0	0	5	10	III-III	III-III	
CLT7	133	5	5	1	30	0	0	1	5	5	10	20	15	25	20	20	5	25	5	0	5	5	10	III	III-III	
CLT8	208	5	5	30	30	0	0	5	5	10	10	20	5	5	25	20	20	5	25	5	0	1	5	10	III	III
CLT9	680	5	1	1	1	0	0	1	1	5	1	20	5	25	20	20	5	25	5	0	0	5	10	III	III	
CLT10	373	5	1	30	30	0	0	5	5	5	5	20	15	25	20	20	5	25	1	0	15	10	10	III-III	III-III	
CLT11	505	5	5	1	1	0	0	1	1	5	5	20	5	25	20	20	5	25	1	0	0	15	10	III	III	
CLT12	252	5	5	0	0	15	5	5	5	5	5	20	15	25	20	20	5	15	1	0	0	15	10	III	III	
CLT13	143	5	1	0	0	1	5	1	5	5	10	20	15	25	20	20	5	15	1	0	0	15	10	III	III	
CLT14	232	5	1	0	0	1	1	1	1	1	1	20	1	25	1	1	5	25	5	0	0	10	10	III-IV	III-IV	
CLT15	722	5	1	0	1	1	0	1	1	5	5	20	5	15	20	20	5	15	1	0	0	10	10	III-IV	III-IV	
CLT16	718	5	1	1	10	0	0	5	5	5	5	20	15	15	20	20	5	15	1	0	0	10	5	III	III	
CLT17	290	5	5	10	1	0	0	5	5	1	10	5	15	25	20	20	5	15	1	0	0	15	10	10	III	III
CLT18	393	5	5	25	30	0	0	5	5	20	20	20	15	25	20	20	5	15	1	0	0	15	10	10	III-III	III-III
CLT19	239	5	5	25	10	0	0	5	5	20	10	20	15	25	20	20	5	25	1	0	0	15	5	5	III	III
CLT20	318	5	5	1	1	0	0	5	5	5	5	20	5	25	20	20	5	25	1	0	0	15	5	5	III	III
CLT21	109	5	5	30	1	0	0	5	1	20	5	20	5	25	20	20	5	25	1	0	0	5	5	5	III	III
CLT22	271	5	5	25	1	0	0	5	1	20	5	20	15	25	20	20	5	25	1	0	0	15	5	5	III-III	III
CLT23	255	5	5	25	1	0	0	5	1	20	1	20	15	25	20	1	5	25	1	0	0	15	5	5	III-III	III-IV
CLT24	1515	5	5	1	1	0	0	5	1	10	5	20	15	25	20	20	5	15	1	0	0	15	5	5	III	III
CLT25	255	5	5	25	1	0	0	5	1	20	5	20	15	25	20	20	5	15	1	0	0	15	5	5	III	III
CLT26	230	1	1	1	1	0	0	1	1	5	1	20	5	25	20	1	5	15	1	0	0	10	10	5	III	IV
CLT27	237	1	1	25	0	0	1	15	1	10	1	20	5	1	25	20	1	5	15	1	0	10	10	5	III	IV
CLT28	309	5	5	1	1	0	0	1	1	1	1	20	1	15	20	1	5	15	1	0	0	1	10	5	III-IV	IV
CLT29	534	5	5	1	30	0	0	1	5	5	10	20	5	15	25	20	20	5	15	1	0	10	10	5	III	III
CLT30	751	5	5	1	25	0	0	1	5	1	5	20	5	15	25	20	20	5	15	1	0	10	10	5	III	III
CLT31	564	5	5	1	1	0	0	1	1	1	1	20	5	25	20	20	5	25	1	0	0	5	10	10	III	III
CLT32	1363	5	5	1	25	0	0	1	5	1	5	20	5	15	25	20	20	5	15	1	0	5	10	10	III	III
CLT33	600	5	5	1	30	0	0	1	5	1	20	20	1	15	15	20	20	5	15	1	0	5	5	5	III	III
CLT34	955	5	5	1	25	0	0	1	5	1	20	20	1	15	15	20	20	5	15	1	0	5	5	5	III	III
CLT35	341	5	5	25	1	0	0	5	1	10	5	20	15	5	5	20	20	5	1	0	0	10	5	5	III	IV
CLT36	296	5	5	25	1	0	0	5	1	1	20	15	5	5	20	20	5	5	1	0	0	10	5	5	III	IV
CLT37	532	5	5	30	1	0	0	5	1	10	1	20	15	1	15	20	20	5	5	1	0	10	5	5	III	IV
CLT38	900	5	5	0	0	20	1	15	1	20	1	20	15	5	5	20	20	5	5	1	0	10	5	5	III	IV
CLT39	215	5	5	0	0	1	1	1	1	5	5	20	5	5	20	20	5	5	1	0	0	10	5	5	IV	IV
CLT40	304	1	1	0	0	20	1	1	1	10	5	20	15	5	5	20	20	5	1	0	0	5	5	5	III	IV
CLT41	258	1	5	1	25	0	0	1	5	5	10	20	5	15	15	20	20	5	15	1	0	5	5	5	III-IV	III
CLT42	232	1	5	1	25	0	0	1	5	1	10	20	1	15	15	20	20	5	15	1	0	10	5	5	III-IV	III
CLT43	216	5	5	1	1	0	0	1	1	5	5	20	5	5	15	20	20	5	5	1	0	10	1	1	IV	IV
CLT44	178	5	5	20	1	0	0	5	1	1	5	20	15	5	20	20	5	5	1	0	0	10	1	1	III	IV
CLT45	73	5	1	30	25	0	0	5	5	20	20	20	15	15	15	20	20	5	15	1	0	10	1	1	III	III
CLT46	104	5	1	25	25	0	0	5	5	20	20	20	15	15	15	20	20	5	15	1	0	10	1	1	III	III
CLT47	387	5	1	1	1	0	0	1	1	1	1	20	1	1	1	1	1	5	5	1	0	10	1	1	IV-V	IV-V

Tabella 2.4.3.3.1 - Sintesi dei risultati I.F.F.

3 Reticolo idrografico

Marroggia-Teverone-Timia

Nel corso dell'anno 2008 lo studio è stato esteso al sottobacino Marroggia-Teverone-Timia, fino alla confluenza del secondo ramo del Clitunno, utilizzato per l'attività produttiva del molino Silvestri di Bevagna. L'esigenza di estendere lo studio al reticolo idrografico del fiume Timia nasce dalla necessità di acquisire informazioni di carattere ambientale su un'area caratterizzata da un'idrografia molto complessa, ove sono presenti scarichi di particolare rilevanza, rilasciati da insediamenti produttivi, depuratori civili e scolmatori di reti fognarie.

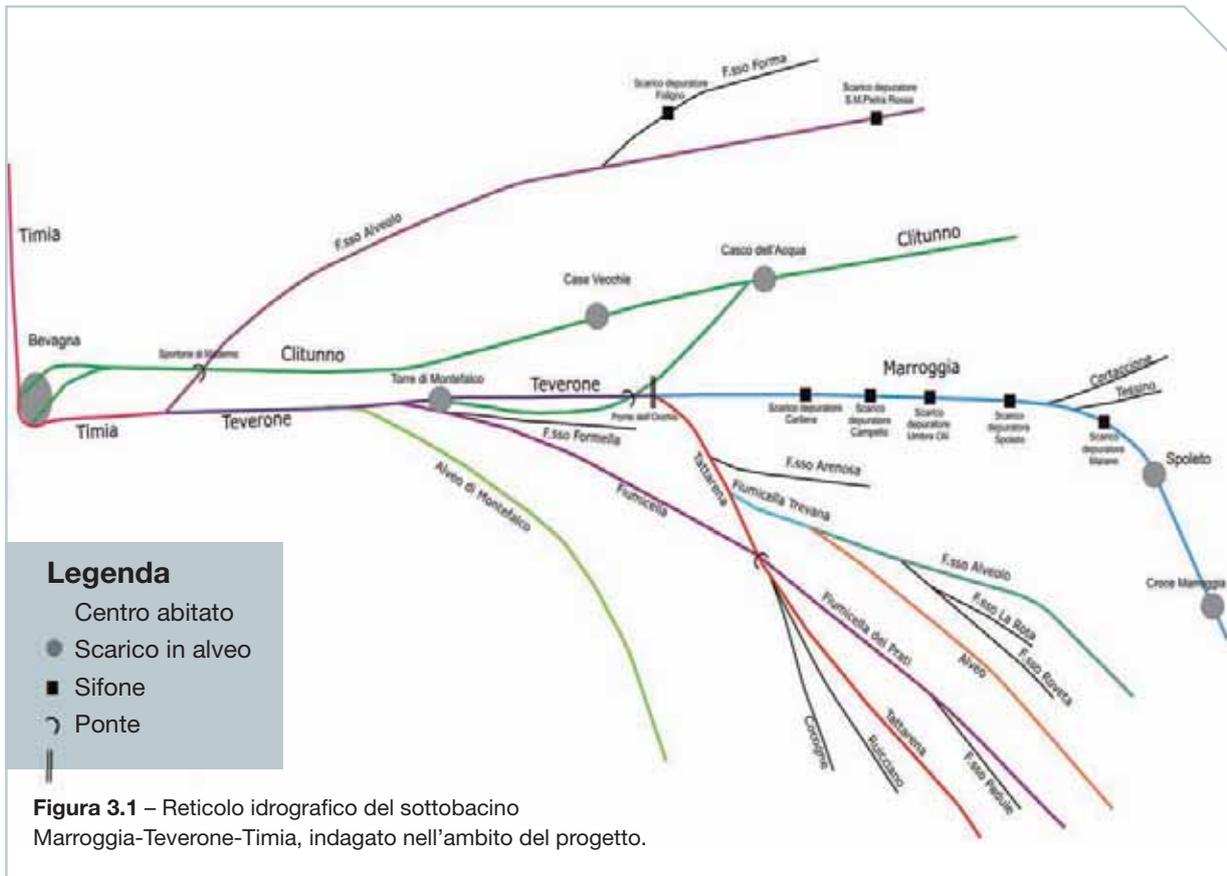
In passato, il carico inquinante era distribuito in tutto il reticolo idrografico della Valle Umbra, ivi incluso il fiume Clitunno, che recepiva gli scarichi della zona industriale di Campello sul Clitunno (tramite il Fossa Nuova) e dei depuratori di Foligno e S.M. Pietra Rossa (tramite il torrente Alveolo); nel tempo, da parte della popolazione locale, è nata l'esigenza di migliorare la qualità delle acque del fiume Clitunno il quale, come noto, transita all'interno della città di Bevagna. Per raggiungere lo scopo, sono state attuate alcune opere idrauliche di particolare rilievo: è stato realizzato un by-pass per far defluire il torrente Alveolo nel Marroggia, eliminando dal Clitunno il problema dei depuratori sopra menzionati; inoltre, gli scarichi della zona industriale di Campello sul Clitunno sono stati dirottati al depuratore di zona, il cui scarico confluisce anch'esso nel Marroggia; infine, lo scarico dello stabilimento Umbria Olii non fluisce più, attraverso il Fossa Nuova, nel fiume Clitunno, ma è stato portato direttamente al Marroggia attraverso una condotta dedicata. Ne consegue che il miglioramento della qualità delle acque del fiume Clitunno è stato ottenuto prevalentemente a discapito del Marroggia, divenuto il ricettacolo dei principali scarichi di zona.

Le metodiche adottate per definire lo stato di qualità ambientale del reticolo idrografico Marroggia-Teverone-Timia sono simili a quelle utilizzate per il reticolo idrografico del fiume Clitunno, con alcune differenze; innanzitutto, le analisi effettuate sulle varie matrici ambientali non sono state effettuate su una griglia a "passo costante", vale a dire utilizzando una distanza fissa tra un punto di campionamento e l'altro. Questa scelta è motivata dall'estensione e dalle caratteristiche del reticolo idrografico, che non hanno consentito di stabilire uno step ottimale di campionamento. I punti di prelievo sono stati identificati utilizzando una carta tematica che illustra le zone di chiusura dei sottobacini relativi ad ogni corso d'acqua ed i principali fattori di pressione antropica presenti in zona (insediamenti produttivi, depuratori, scolmatori, allevamenti ecc.). I campionamenti sono stati pertanto effettuati nei punti ritenuti strategici, vale a dire a monte / valle delle confluenze e nelle zone di chiusura dei sottobacini, per poter riferire quanto riscontrato nell'asta fluviale ad una porzione definita di territorio. In figura 3.1 è sintetizzato il reticolo idrografico del sottobacino Marroggia-Teverone-Timia, indagato nell'ambito del progetto.

3.1 Studio dei sedimenti

Gli alvei dei corsi d'acqua che compongono il sottobacino Marroggia-Teverone-Timia, contrariamente all'asta principale del Clitunno, non sono interessati da una massiccia presenza di sedimenti fini. Pertanto, le analisi chimiche hanno interessato solamente dieci campioni di sedimento prelevati nel Fosso Forma, Alveolo, Fiumicella Trevana, Teverone e Timia.

Lo studio è stato condotto nelle stesse modalità e con le stesse tecniche utilizzate per il fiume Clitunno (cfr. 2.1). Non è stato possibile effettuare una caratterizzazione verticale dei sedimenti poiché in nessun caso sono stati trovati accumuli di spessore superiore a 20 cm.



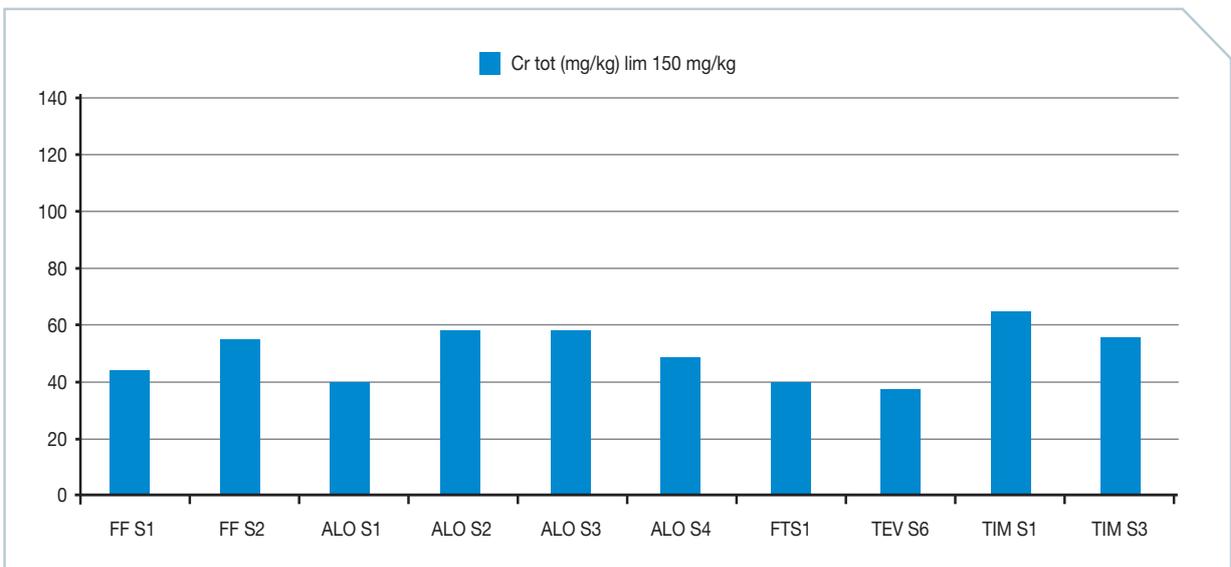
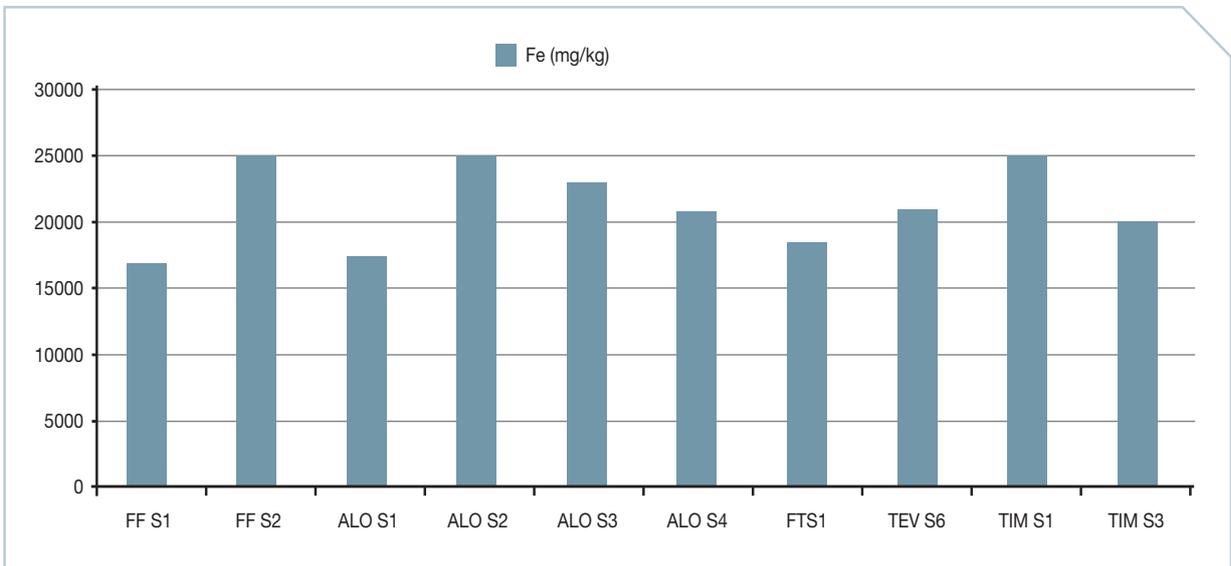
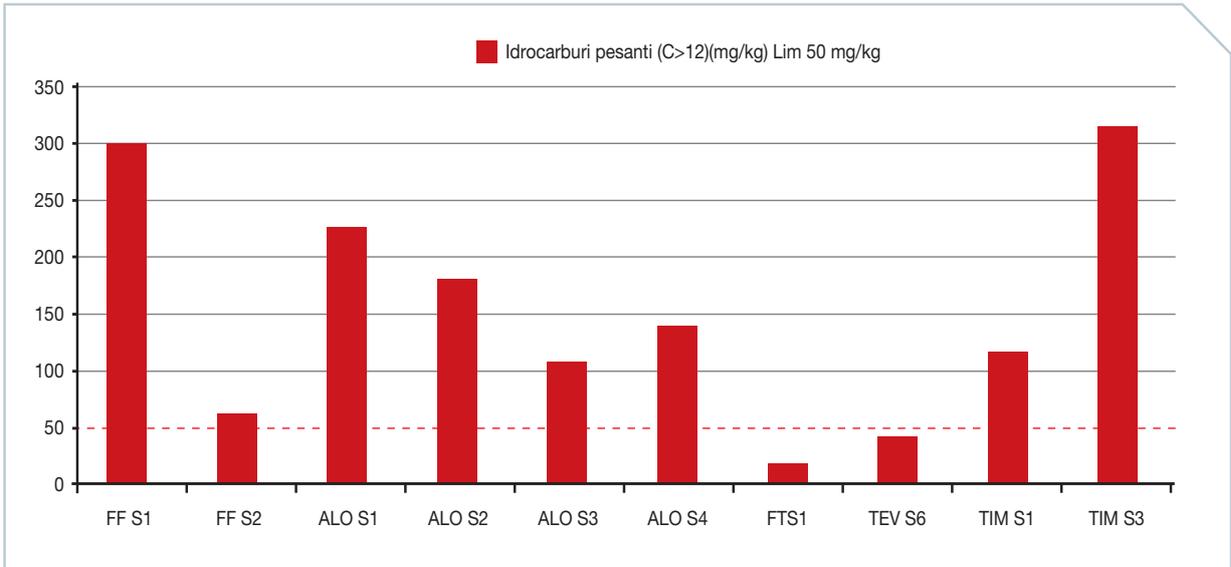
3.1.1 Analisi chimiche ed ecotossicologiche

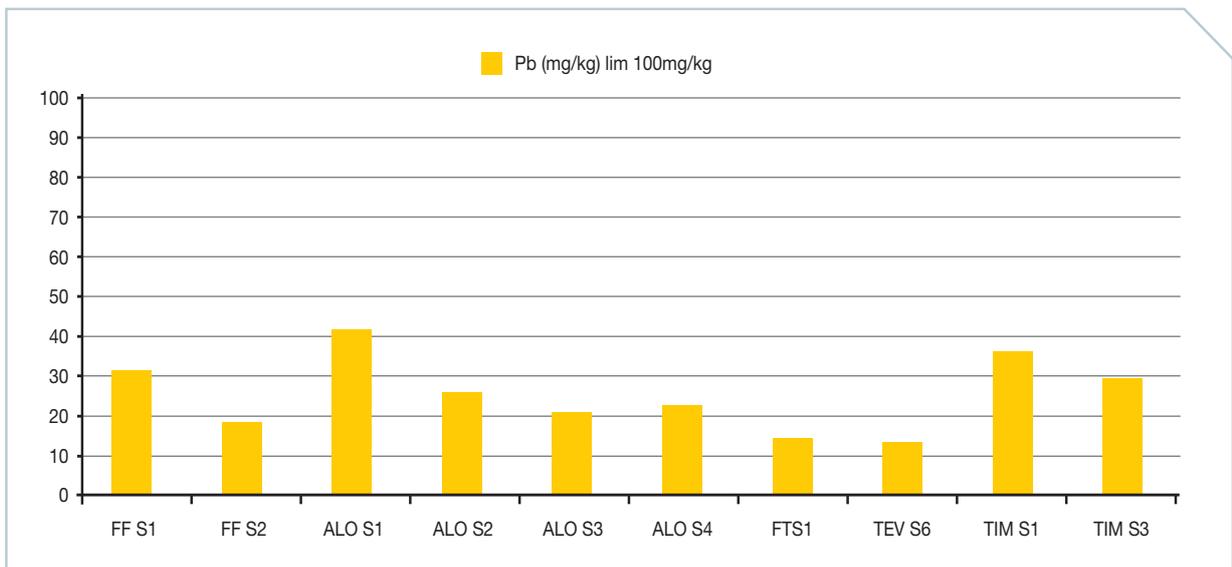
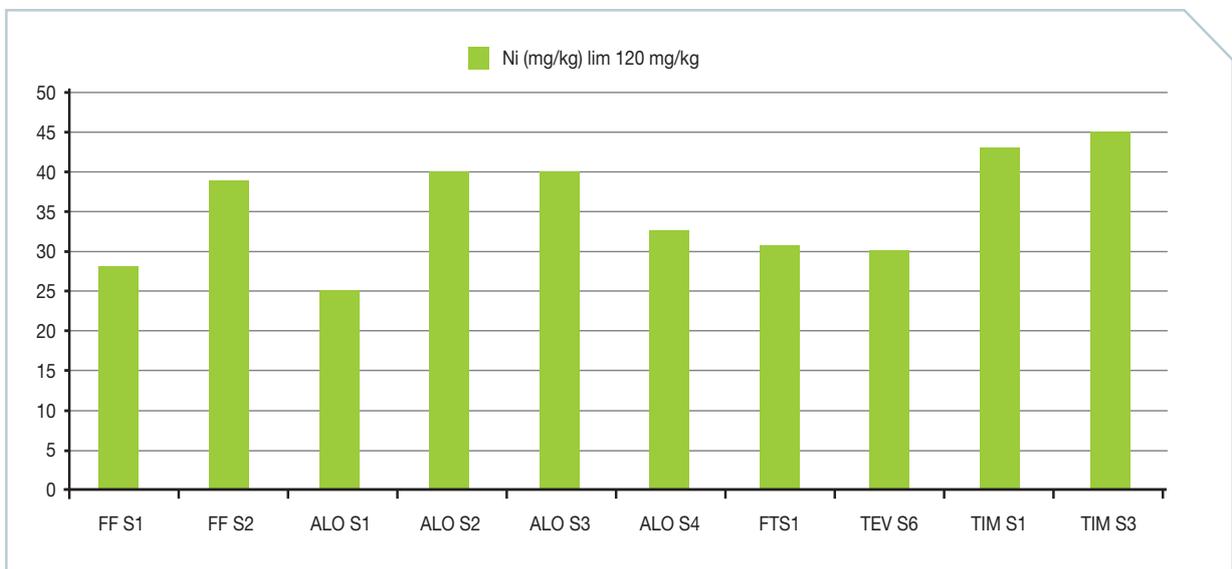
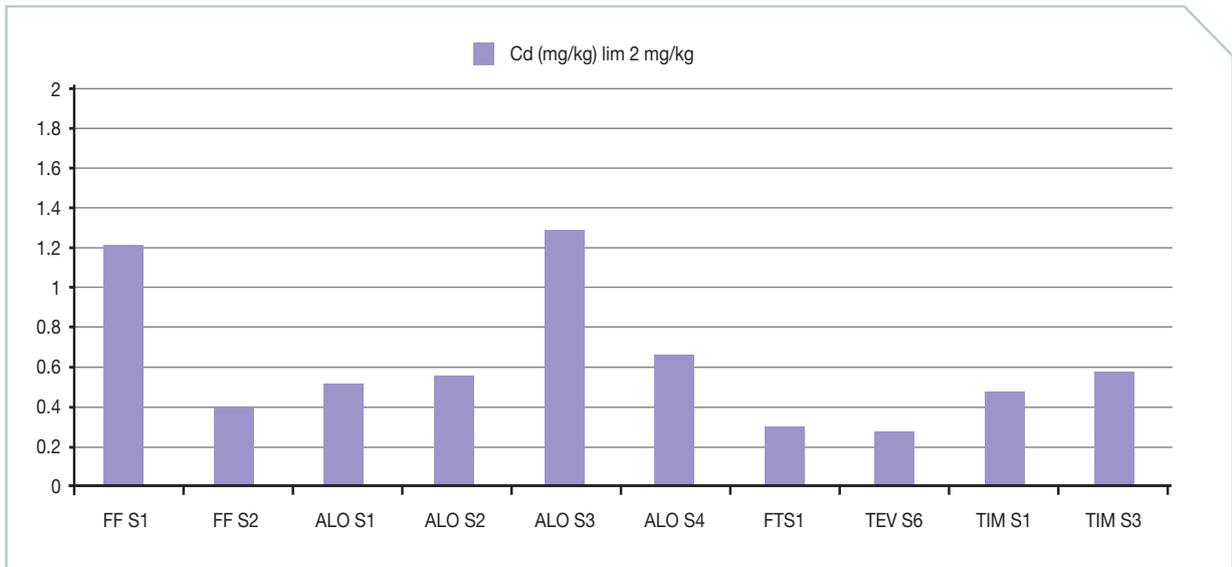
La composizione chimica della porzione granulare e dell'acqua interstiziale dei sedimenti è stata analizzata dal Laboratorio Provinciale di Perugia. L'analisi eco-tossicologica dell'acqua interstiziale è stata effettuata in campo dal laboratorio mobile.

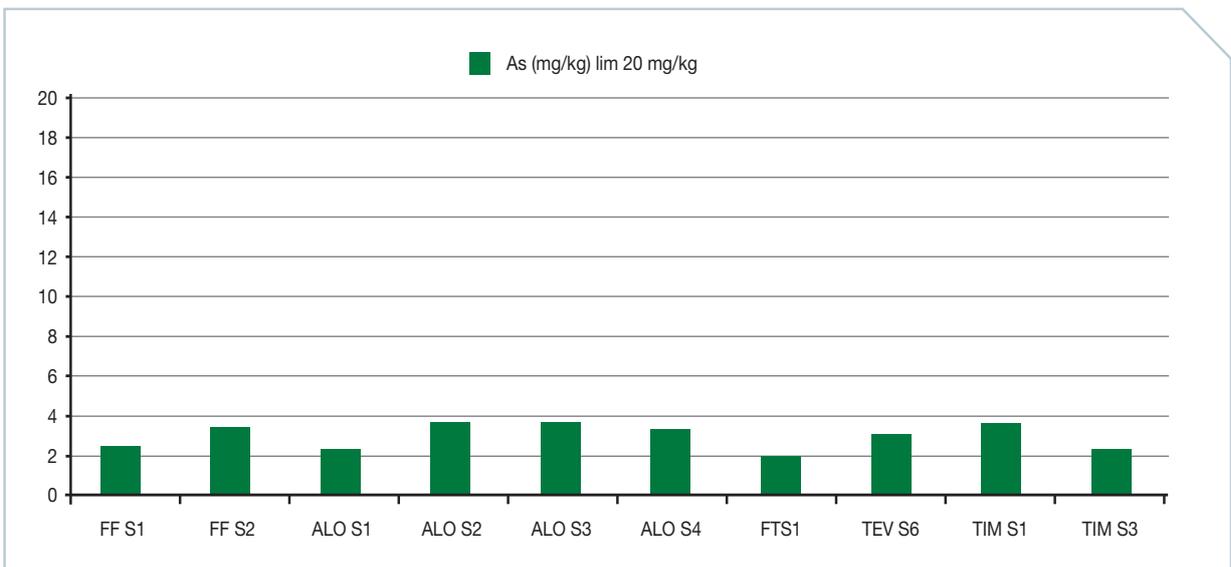
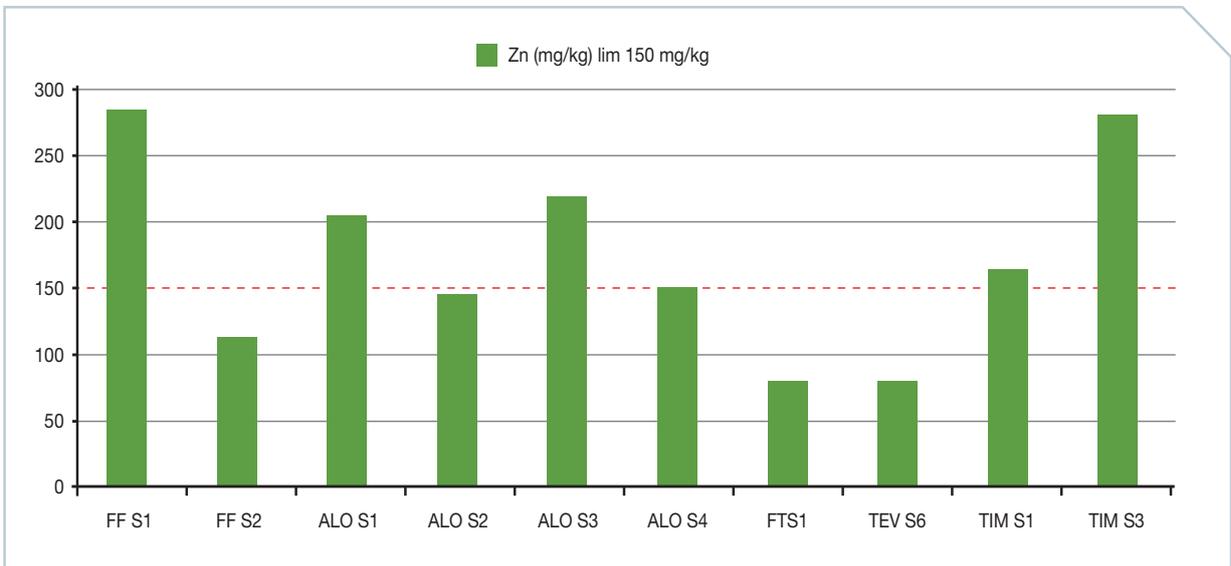
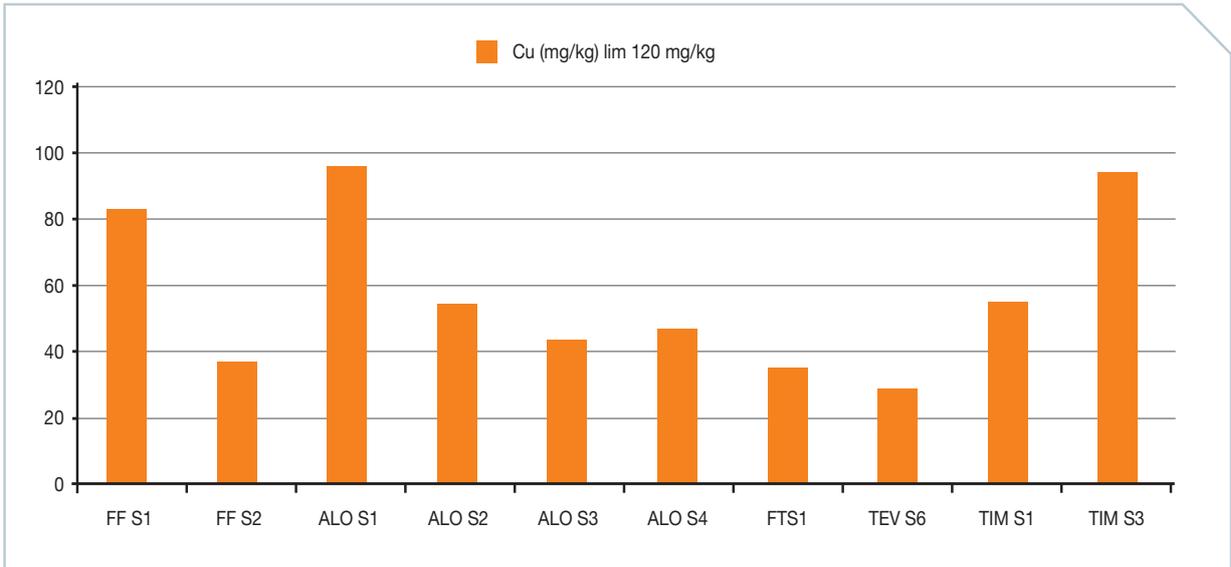
Oltre alle analisi chimiche ed ai test tossicologici del sedimento, sono state analizzate dal punto di vista chimico anche le acque interstiziali, ottenute per centrifugazione dei campioni (cfr. 2.1.2.2). L'analisi chimica delle acque interstiziali, che costituisce una novità rispetto a quanto effettuato per il fiume Clitunno, è stata condotta a scopo investigativo per poter valutare la possibile correlazione tra i dati chimici e quelli ecotossicologici.

I limiti di concentrazione utilizzati come riferimento in questa sezione sono quelli riportati in tabella 1 dell'allegato 5 al titolo V del Dlgs. 152/06 relative a "Concentrazioni soglia di contaminazione del suolo e del sottosuolo riferiti alla specifica destinazione d'uso dei siti da bonificare".

In figura 3.1.1.1 sono riportati i risultati delle analisi chimiche dei sedimenti.







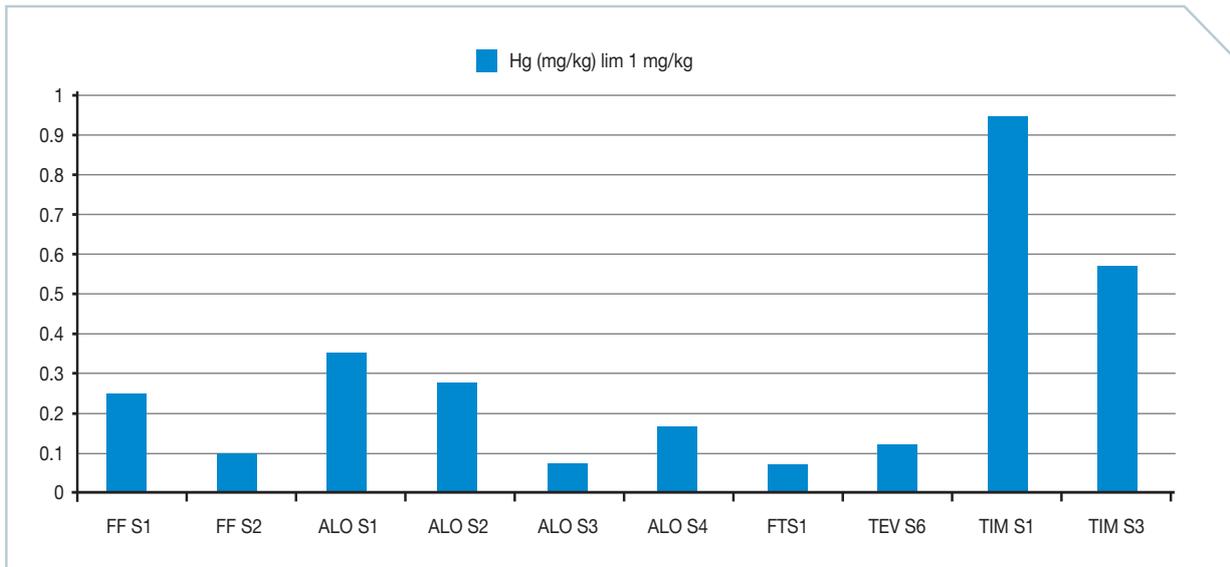


Fig. 3.1.1.1 - Analisi chimiche dei sedimenti. Denominazione dei campioni: FF: Fosso Forma; ALO: Alveolo; FT: Fiumicella Trevana; TEV: Teverone; TIM: Timia.

Nei sedimenti del Fosso Fiumicella, dell'Alveolo e del Timia è stato riscontrato il superamento delle soglie limite per due parametri: idrocarburi pesanti (C>12) e zinco. Occorre sottolineare che per quanto riguarda gli idrocarburi pesanti, quasi tutti i campioni raccolti superano i limiti di legge.

Nel primo campione raccolto sul Fosso Forma, affluente dell'Alveolo, a monte dell'immissione del depuratore di Casone, si è riscontrata una forte contaminazione da zinco. Lo stesso vale per l'Alveolo nei campioni raccolti a monte, rispettivamente, della confluenze con il Fosso Forma e con il Teverone. Anche il campione di sedimento raccolto nel fiume Timia, a valle della confluenza Alveolo-Teverone, presenta una contaminazione da zinco.

In figura 3.1.1.2 sono sintetizzati i risultati delle analisi chimiche effettuate sull'acqua interstiziale.

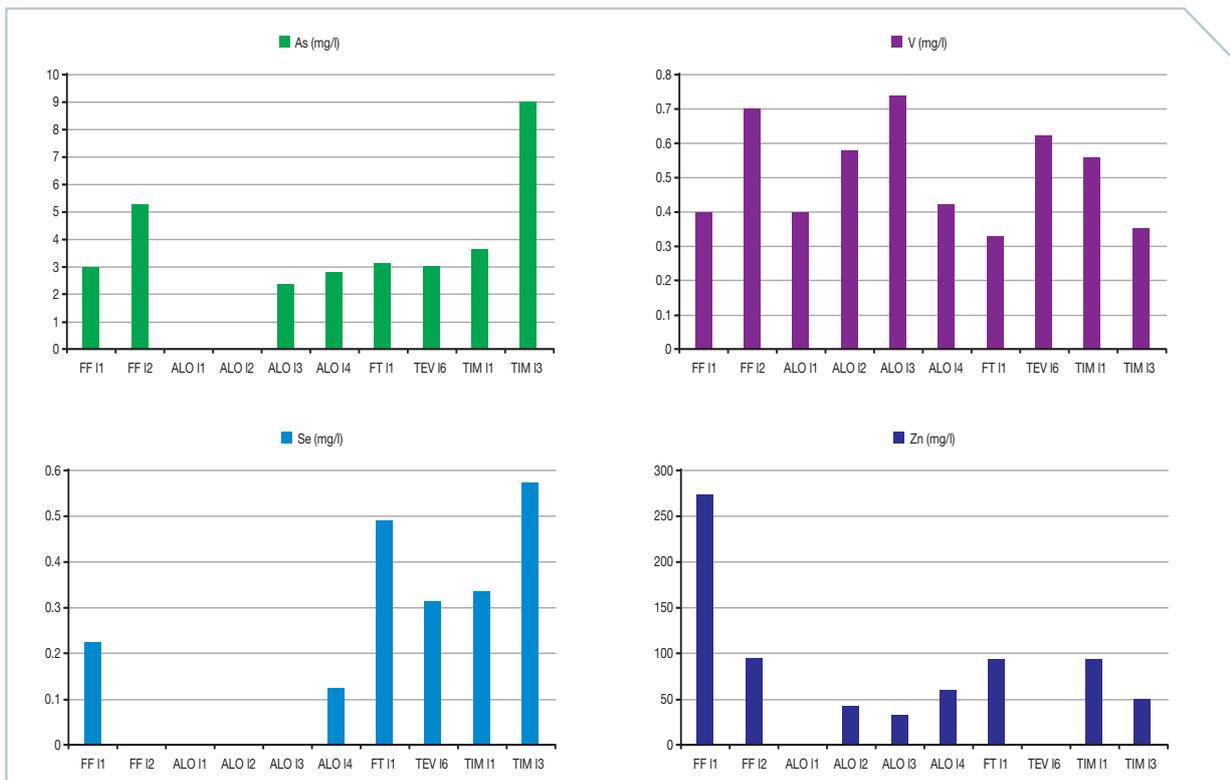
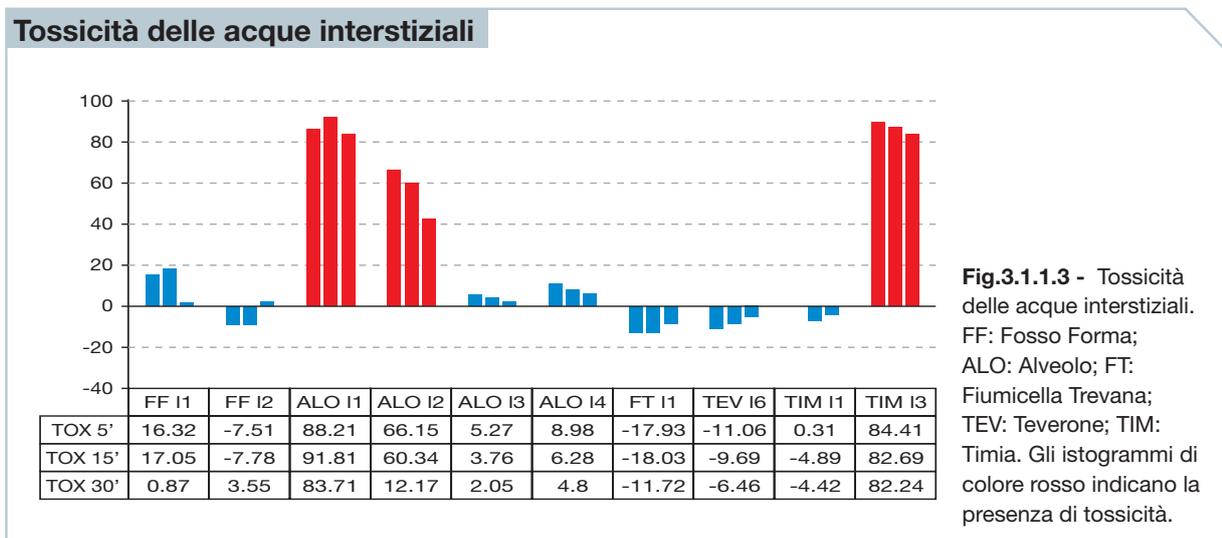




Fig. 3.1.1.2 - Analisi chimiche delle acque interstiziali. Denominazione dei campioni: FF: Fosso Forma; ALO: Alveolo; FT: Fiumicella Trevana; TEV: Teverone; TIM: Timia.

Sono stati rilevati tre campioni tossici su un totale di dieci campioni prelevati, come illustrato in fig. 3.1.1.3, localizzati rispettivamente sull'Alveolo e sul Timia. Nel grafico sono riportate le medie delle prove effettuate in triplo dopo 5, 15 e 30 minuti.



Dal confronto dei risultati ottenuti sulle acque interstiziali sembra non sussistere alcuna correlazione tra particolari elementi chimici e la presenza di tossicità. Pertanto, i saggi tossicologici evidenziano una criticità dovuta alla presenza di sostanze e/o fattori indeterminabili con la caratterizzazione chimica effettuata nell'ambito del progetto.

3.2 Mappatura degli scarichi

Nel reticolo idrografico del fiume Clitunno, il problema degli scarichi è stato affrontato rilevando ogni condotta presente in alveo e, ove possibile, effettuando l'analisi chimica dei liquidi recapitati. Tale impostazione era dovuta alla necessità di avere un quadro completo ed esaustivo del numero degli scarichi esistenti e della loro localizzazione in un'area fortemente antropizzata, dove gli insediamenti abitativi, spesso privi di una rete fognaria, sono realizzati immediatamente a ridosso del fiume.

Il reticolo idrografico Marroggia-Teverone-Timia è caratterizzato da un'estensione maggiore. Una parte del reticolo si estende in un'area della valle Umbra a minor impatto antropico (reticolo del Tattarena), caratterizzato dall'assenza pressoché totale di scarichi; un'altra parte è invece segnata da un forte impatto antropico (Marroggia-Teverone-Alveolo), ove i corsi d'acqua sono caratterizzati dalla presenza di un numero limitato di scarichi di consistente entità, già noti al personale tecnico dell'Agenzia. Quindi, non è stata realizzata una campagna finalizzata al rinvenimento di condotte di recapito in alveo, ma è stata effettuata direttamente una caratterizzazione chimica e tossicologica dei reflui degli scarichi già noti, al fine di valutarne l'impatto sull'ecosistema fluviale.

Utilizzando il laboratorio mobile, sono stati campionati ed analizzati in campo i reflui di nove scarichi, cui si aggiungono due dreni: uno di piccola entità che, nell'ambito della pianificazione delle indagini, avrebbe potuto recapitare al Fosso Roveta i liquami di un allevamento suinicolo; l'altro recapitante nel Timia in prossimità di Bevagna.

Come riportato in tabella 3.2.1, gli scarichi sono stati suddivisi in base alla tipologia e alla potenzialità di impianto espressa in numero di Abitanti Equivalenti (AE), come previsto dal D.Lgs 152/06 (Allegato 5 alla parte III) e dal DGR n°1171 del 9 luglio 2007: "Disciplina degli scarichi delle acque reflue".

Codice punto	Tipologia	Localizzazione	Corso d'acqua	Descrizione
S FP1	Civile <2000 AE	Cannaiola	Fiumicella dei prati	Scarico depuratore di Cannaiola
S MG1	Civile <2000 AE	Maiano	Marroggia	Scarico carcere di Spoleto
S MG5	Civile <2000 AE	Pissignano	Marroggia	Scarico depuratore Campello sul Clitunno
S ALO1	Civile 2000<AE<10000	S.M.Pietra Rossa	Alveolo	Scarico depuratore S.Maria Rossa
S FF1	Civile >10000 AE	Casone	Forma	Scarico depuratore Casone (Foligno)
S MG3	Civile >10000 AE	Camposalese	Marroggia	Scarico depuratore di Camposalese (Spoleto)
S MG4	Industriale	Sette Camini	Marroggia	Scarico azienda Umbria Olii
S MG6	Industriale	Faustana	Marroggia	Scarico depuratore Cartiere
S MG2		Camposalese	Marroggia	Scolmatore rete fognaria
S TIM1		Bevagna	Timia	Scarico presumibilmente civile
S ROV1		C. Morella	Roveta	Dreno di recapito di liquami zootecnici (presunto)

Tab. 3.2.1 - Localizzazione e descrizione degli scarichi esaminati nel sottobacino Marroggia-Teverone-Timia.

I campioni, ad eccezione di SALO1, SFF1 e STIM1, sono stati caratterizzati dal punto di vista chimico-fisico. Successivamente, sono stati effettuati i test tossicologici e le analisi chimiche.

Occorre sottolineare che il Marroggia, le cui portate sono estremamente variabili in funzione delle precipitazioni, nei periodi siccitosi è praticamente privo di acqua lungo tutto il tratto iniziale fino a Camposalese, dove lo scarico del depuratore fornisce un primo apporto di acqua. La portata del torrente viene incrementata dagli scarichi intercettati lungo il tragitto e, in particolare, dallo stabilimento Umbria Olii e dal depuratore delle Cartiere di Trevi.

Le informazioni raccolte sul torrente Marroggia dipingono uno scenario allarmante, ove la vita del corso d'acqua, in molti periodi dell'anno, è garantita soltanto dagli apporti degli scarichi, con pesanti ripercussioni sull'ecosistema fluviale.

3.2.1 Test Tossicologici

Sui campioni prelevati sono stati effettuati, in campo, test di tossicità acuta con batteri bioluminescenti (*Vibrio Fischeri*) (cfr. par. 2.2.3.1). Come illustrato in figura 3.2.1.1, cinque degli undici campioni esaminati risultano tossici al momento del prelievo: il depuratore di S.M. Pietra Rossa recapitante nell'Alveolo, lo scolmatore della rete fognaria di Spoleto, lo scarico di Umbria Olii e il depuratore di Campello recapitanti sul Marroggia ed il dreno recapitante nel Timia in prossimità di Bevagna.

Tossicità degli scarichi



Fig. 3.2.1.1 - Risultati dei test di tossicità acuta effettuati sui campioni relativi agli scarichi.

3.2.2 Analisi chimiche

I campioni prelevati sono stati analizzati in campo con l'ausilio dello spettrofotometro in dotazione al laboratorio mobile. Sono state determinate le concentrazioni di azoto totale (N_{TOT}), nitrati (NO_3^-), ione ammonio (NH_4^+), fosforo totale (P_{TOT}), fenoli, COD e tensioattivi totali, riportate in tabella 3.2.2.1.

Le concentrazioni rilevate nei reflui dei depuratori provenienti da agglomerati con meno di 2000 AE (SFP1, SMG1 e SMG5), sono state confrontate con i limiti indicati in tabella 3 dell'allegato 5 parte III dal DLgs 152/06 relativa a "Valori limite di emissioni in acque superficiali e in fognatura – scarico in acque superficiali" e in tabella 9 del DGR n°1171 del 9 luglio 2007: "Disciplina degli scarichi delle acque reflue" (figura 3.2.2.1). Lo scarico del depuratore di Campello sul Clitunno (SMG5) supera i limiti di concentrazione per lo ione ammonio, i fenoli ed i tensioattivi totali; lo scarico del depuratore di Cannaiola (SFP1), pur non superando alcuna soglia di concentrazione, presenta per gli stessi parametri dei tenori molto elevati, prossimi ai limiti.

Codice punto	N_{TOT} (mg/l)	NO_3^- (mg/l)	NH_4^+ (mg/l)	P_{TOT} (mg/l)	Fenoli (mg/l)	COD (mg/l)	Tensioattivi totali (mg/l)
SALO1	46.2	0.9	1.68	5.06	1.09	150	6.18
SFF1	6.59	45.3	0.09	0.79	0.21	22.4	0.6
SFP1	23	1.45	21	2.12	0.38	71.2	1.98
SROV1	<1	6.75	0.04	0.08	0.15	16.4	0.37
STIM1	71.4	2.46	>50	5.73	1.83	272	6.54
SMG1	15.1	32.1	0.23	2.08	0.19	120	1.33
SMG2	31.5	6.53	30.5	8.49	0.92	138	5.78
SMG3	11.8	28.5	4.59	2.71	0.13	18.3	0.63
SMG4	6.7	35.5	0.03	16.9	0.5	25.9	0.49
SMG5	37.2	1.03	40.7	4.27	1.25	108	6.33
SMG6	8.03	16.8	0.92	1.65	1.31	128	1.35

Tab. 3.2.2.1 - Analisi chimiche effettuate sui campioni relativi agli scarichi.

Le analisi dello scarico del depuratore di S. M. Pietra Rossa, che serve un agglomerato con un numero di abitanti equivalenti compreso tra 2000 e 10000, sono state confrontate con i limiti di tabella 3 dell'allegato 5 parte III dal DLgs 152/06 relativa a "Valori limite di emissioni in acque superficiali e in fognatura – scarico in acque superficiali" e di tabella 1 del DGR n°1171 del 9 luglio 2007 relativa a "Limiti di emissione per gli impianti di acque reflue urbane" (figura 3.2.2.2). Le concentrazioni del COD, dei fenoli e dei tensioattivi, sono superiori ai limiti di legge.



Fig. 3.2.2.1 - Analisi chimiche effettuate sui campioni relativi agli scarichi. Le linee rosse tratteggiate rappresentano i limiti indicati in tabella 9 della DGR n° 1171 del 9 Luglio 2007, relativa a :”Valori limite di emissione da applicarsi agli scarichi degli agglomerati con popolazione inferiore a 2000 AE” ed in tabella 3 dell’allegato 5 parte III del DLgs 152/06, relativa a :”Valori limite di emissioni in acque superficiali e in fognatura – scarico in acque superficiali”.

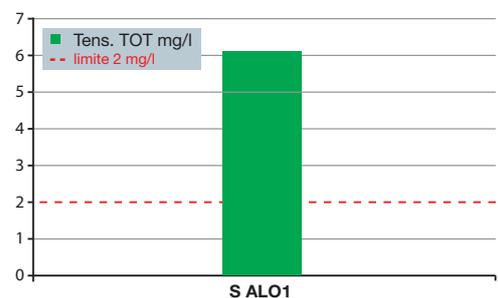
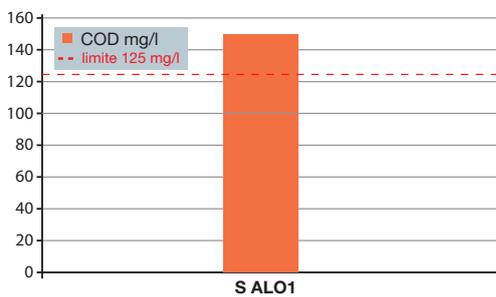
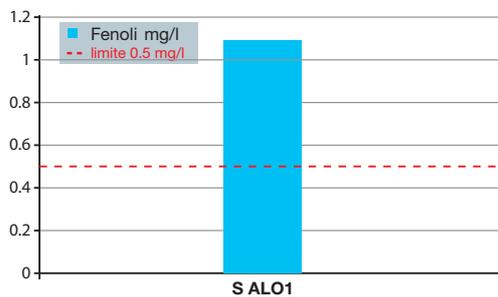
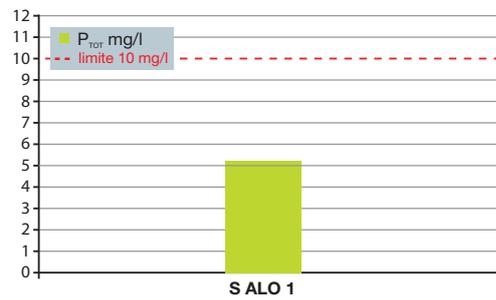
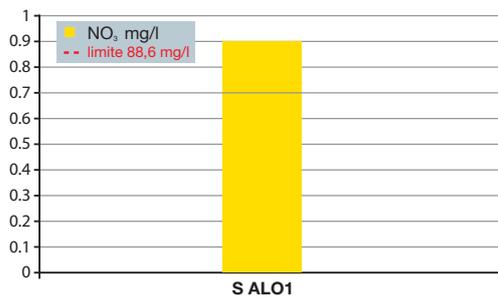
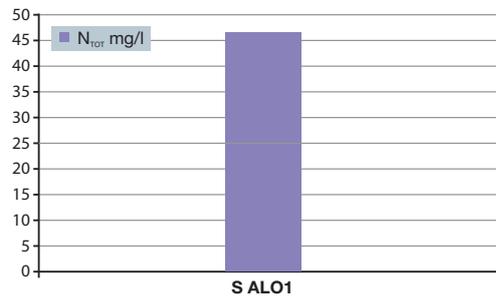
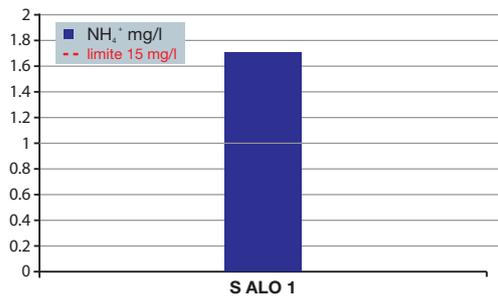


Fig. 3.2.2.2 - Analisi chimiche effettuate sui campioni relativi agli scarichi. Le linee rosse tratteggiate rappresentano i limiti indicati in tabelle 1 dell'allegato 5 parte III dal DLgs 152/06, relativa a: "Limiti di emissione per gli impianti di acque reflue urbane" e in tabella 3 dell'allegato 5 parte III dal DLgs 152/06, relativa a: "Valori limite di emissioni in acque superficiali e in fognatura – scarico in acque superficiali".

Gli scarichi del depuratore di Foligno (SFF1) e del depuratore di Spoleto (SMG3), hanno una potenzialità di impianto superiore a 10000 AE. I tenori degli analiti considerati in questo lavoro sono stati confrontati con i limiti di concentrazione riportati in tabella 3 dell'allegato 5 parte III dal DLgs 152/06 relativa a "Valori limite di emissioni in acque superficiali e in fognatura – scarico in acque superficiali" e nelle tabelle 2 ("limiti di emissione per gli impianti di acque reflue urbane") e 3 ("limiti di emissione per gli impianti di acque reflue urbane recapitanti in aree sensibili") del DGR n°1171 del 9 luglio 2007. Come ben visibile in figura 3.2.2.3, viene superato solamente il limite per il fosforo totale nell'SMG3.

Lungo il corso del Marroggia sono presenti anche due scarichi industriali, relativi all'azienda Umbria Olii (SMG4) e alla Cartiere di Trevi (SMG6). Le concentrazioni riscontrate sui campioni sono state confrontate con i limiti riportati in tabella 3 dell'allegato 5 parte III dal DLgs 152/06, relativa a "Valori limite di emissioni in acque superficiali e in fognatura – scarico in acque superficiali" (figura 3.2.2.4). In questo caso vengono superati i limiti di legge per le concentrazioni di fosforo totale e fenoli.

In figura 3.2.2.5 sono riportate le concentrazioni misurate sui campioni relativi rispettivamente, a uno scarico che recapita direttamente in alveo (scolmatore della rete fognaria di Spoleto (SMG2) sul Marroggia) e a un piccolo fosso che, presumibilmente, drena scarichi di varia natura prima di immettersi nel Timia, all'altezza di Bevagna (S TIM1). Si è fatto riferimento ai limiti indicati in tabella 3 dell'allegato 5 parte III dal DLgs 152/06 relativa a "Valori limite di emissioni in acque superficiali e in fognatura – scarico in acque superficiali", anche nel caso dell'SMG2 (scolmatore), visto che lo scarico era attivo nonostante non si fossero verificati eventi piovosi né al momento del campionamento, né durante le ventiquattro ore antecedenti. In questo scarico si assiste al superamento dei limiti per ione ammonio, fenoli e tensioattivi totali. Appaiono più preoccupanti i risultati delle analisi effettuate sul campione S TIM1, viste le alte concentrazioni di ione ammonio (superiore a 50 mg/l), di azoto totale, di fenoli, di COD e di tensioattivi totali.

In conclusione, si può affermare che tutti gli scarichi monitorati sono potenzialmente nocivi per l'ecosistema fluviale, dato che in ognuno di questi si assiste al superamento dei limiti di concentrazione per almeno uno degli analiti considerati; in particolare, le maggiori problematiche sono legate ai tenori di ione ammonio, fosforo totale, fenoli e tensioattivi, riscontrate nei campioni di cinque scarichi dei nove considerati.

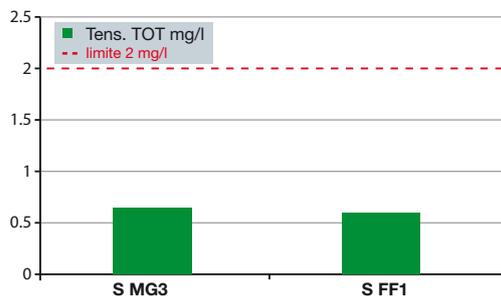
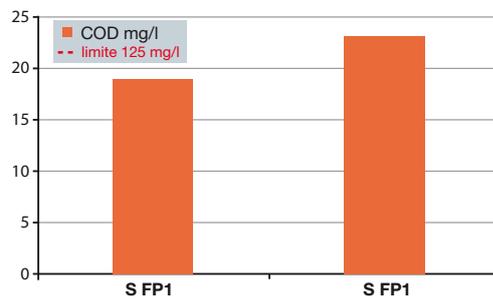
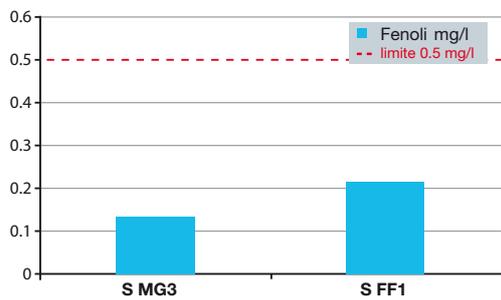
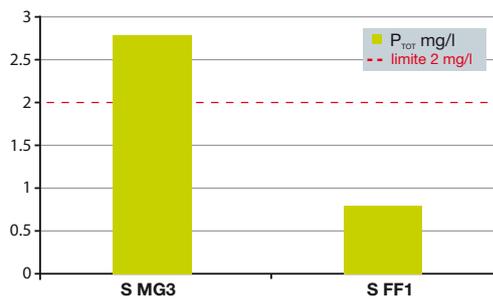
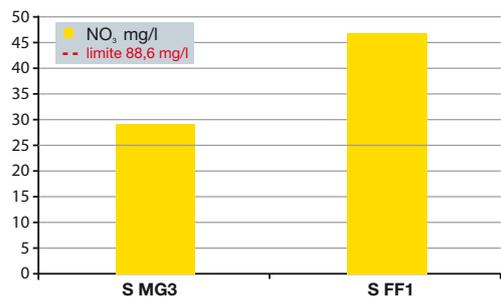
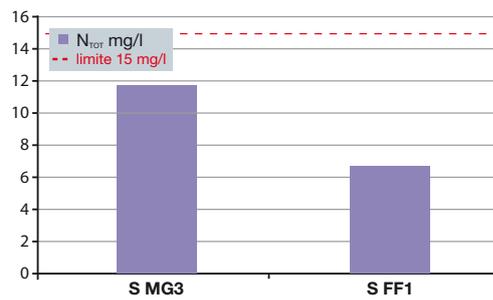
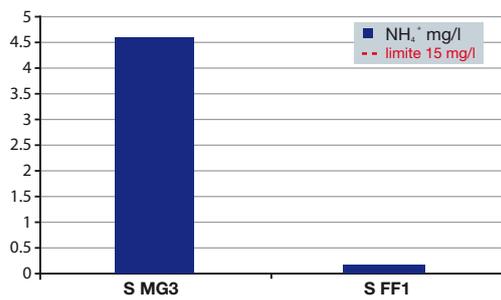


Fig. 3.2.2.3 - Analisi chimiche effettuate sui campioni relativi agli scarichi. Le linee rosse tratteggiate rappresentano i limiti indicati in tabella 3 dell'allegato 5 parte III dal DLgs 152/06, relativa a "Valori limite di emissioni in acque superficiali e in fognatura – scarico in acque superficiali", nella tabella 2 relativa a "limiti di emissione per gli impianti di acque reflue urbane" e tabella 3 relativa a "limiti di emissione per gli impianti di acque reflue urbane recapitanti in aree sensibili" del DGR n°1171 del 9 luglio 2007.



Fig. 3.2.2.4 - Analisi chimiche effettuate sui campioni relativi agli scarichi. Le linee rosse tratteggiate indicano i limiti indicati in tabella 3 dell'allegato 5 parte III dal DLgs 152/06, relativa a: "Valori limite di emissioni in acque superficiali e in fognatura – scarico in acque superficiali".

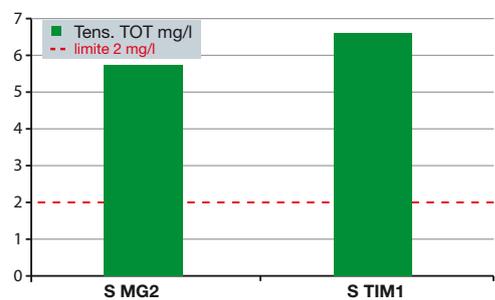
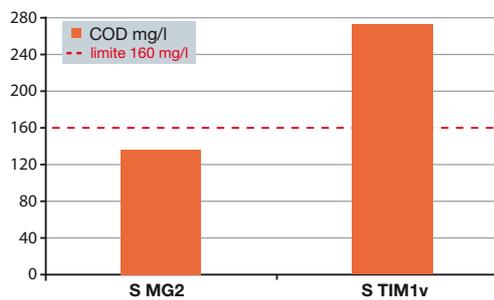
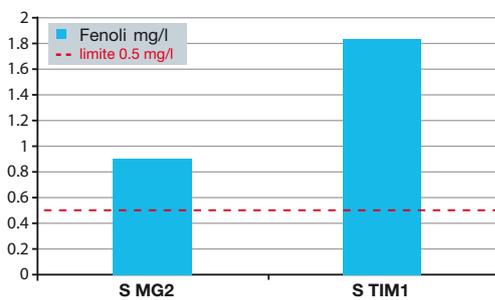
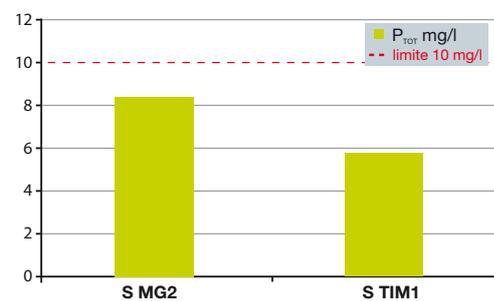
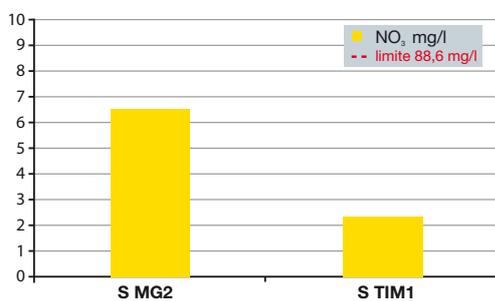
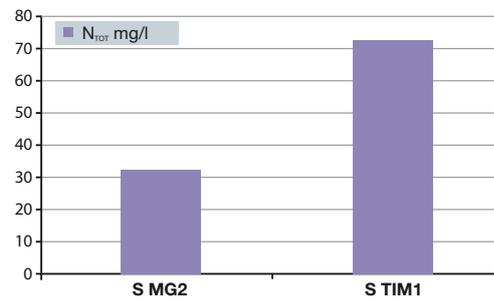
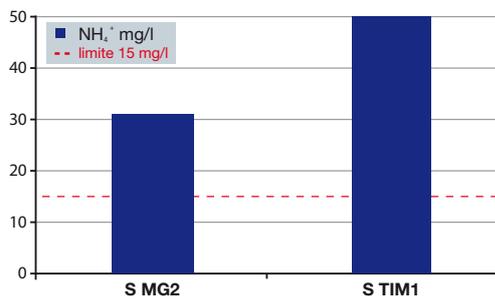


Fig. 3.2.2.5 - Analisi chimiche effettuate sui campioni relativi agli scarichi. Le linee rosse tratteggiate indicano i limiti indicati in tabella 3 dell'allegato 5 parte III dal DLgs 152/06, relativa a: "Valori limite di emissioni in acque superficiali e in fognatura - scarico in acque superficiali".

3.3 Monitoraggio delle acque

Per determinare lo stato di qualità ambientale del sottobacino Marroggia-Teverone-Timia sono state campionate ed analizzate anche le acque superficiali. L'estensione delle indagini a questa matrice ambientale non è mirata alla classificazione dei diversi corsi d'acqua, già effettuata dall'Agenzia ai fini del D.L. 152/06, ma alla valutazione di eventuali variazioni qualitative delle acque nei punti di maggior interesse del reticolo idrografico. I campionamenti, infatti, sono stati effettuati nei punti ritenuti strategici, vale a dire a monte / valle delle confluenze, nelle zone di chiusura dei sottobacini e a monte / valle degli scarichi.

Il sottobacino Marroggia-Teverone-Timia è caratterizzato da un'idrografia piuttosto articolata e complessa; prima di procedere al campionamento, sono stati effettuati sopralluoghi preliminari per verificare la presenza di acqua, visto che alcuni fossi del reticolo idrografico offrono un'inerzia minima alle precipitazioni.

Nel periodo compreso tra fine marzo e metà aprile dell'anno 2008, percorrendo il bacino da monte verso valle, sono stati prelevati 47 campioni di acque superficiali. Il primo campione è stato prelevato nel torrente Marroggia, in località Croce Marroggia; consideriamo questo campione come "punto zero" del relativo corso d'acqua, visto il basso impatto antropico riscontrato nel tratto a monte.

In ogni punto di campionamento sono stati determinati i seguenti parametri chimico-fisici: temperatura, conducibilità, ossigeno disciolto, pH e potenziale redox. Per ogni campione, sono state determinate in campo, con l'ausilio del laboratorio mobile, le concentrazioni di azoto totale (N_{TOT}), ione ammonio (NH_4^+), nitrati (NO_3^-), fosforo totale (P_{TOT}), COD, fenoli, tensioattivi anionici e tensioattivi non ionici, e sono stati effettuati test di tossicità acuta con batteri bioluminescenti (*Vibrio Fischer*).

Occorre sottolineare che lo studio condotto sulle acque superficiali costituisce una semplice "istantanea" di quanto presente nel sistema fluviale, strettamente legata alle condizioni di deflusso del bacino idrografico durante la campagna di monitoraggio.

3.3.1 Test tossicologici

I test ecotossicologici sulle acque superficiali sono stati eseguiti dal laboratorio mobile. Dai risultati riportati graficamente in Fig 3.3.1.1 non emergono casi di tossicità in nessun campione di acqua prelevato; in alcuni casi, mostrati in verde, le analisi evidenziano un effetto stimolante (cfr. 2.2.3). Nel grafico sono riportate le medie delle prove effettuate in triplo dopo 5, 15 e 30 minuti.

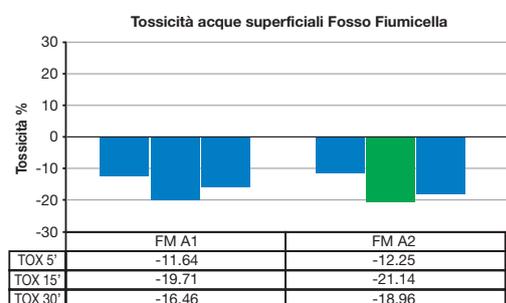
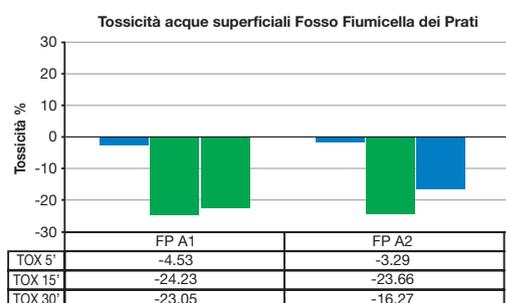
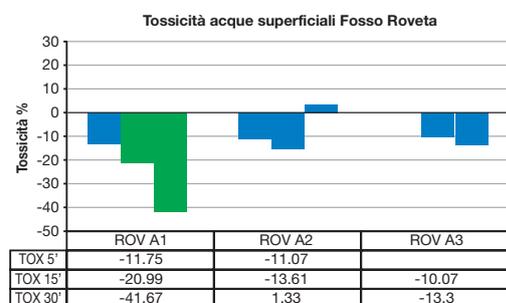
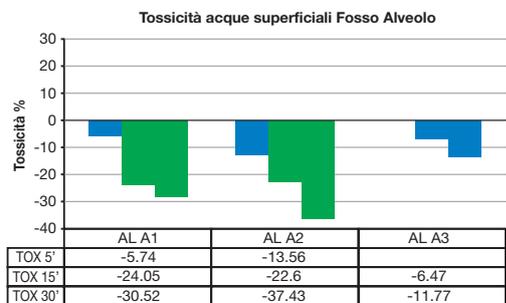
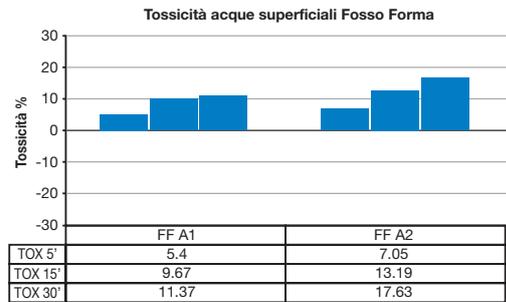
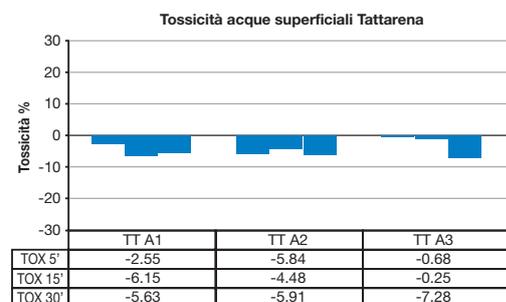
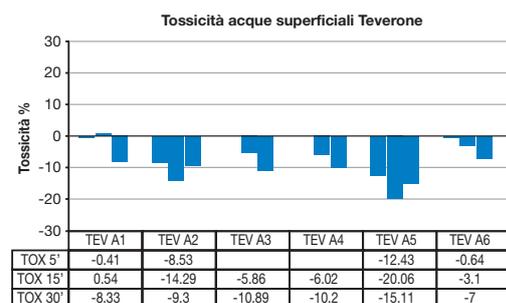
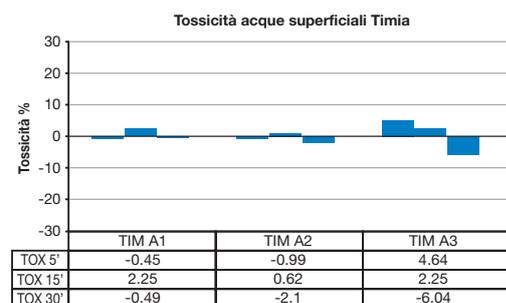
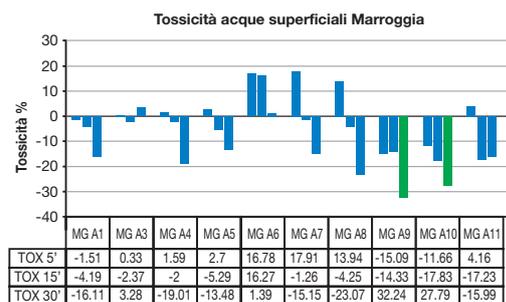
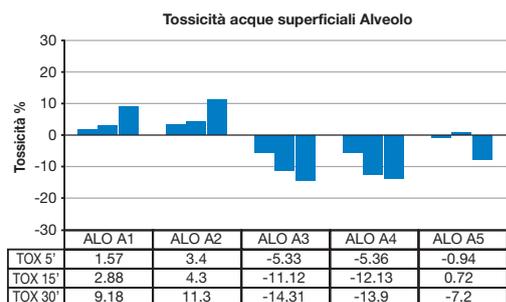


Fig.3.3.1.1 - Tossicità delle acque superficiali. Gli istogrammi di colore rosso indicano la presenza di tossicità, in verde sono indicati i campioni che presentano effetto stimolante.

Per i fossi Alveo di Montefalco, Formella, Ruicciano e Rota è stato possibile prelevare un solo campione. Anche in questi casi, non mostrati graficamente, non si riscontrano tossicità.

3.3.2 Parametri chimico-fisici e analisi chimiche

I campionamenti delle acque sono stati effettuati a monte / valle delle confluenze, nelle zone di chiusura dei sottobacini e a monte / valle degli scarichi, come descritto nel paragrafo 3.3, per un totale di 47 campioni. Per fornire un quadro sintetico della situazione dal quale si possano desumere le influenze di affluenti e scarichi sul corso d'acqua principale, si è deciso di dividere il sottobacino esaminato in due parti: la prima parte, ove sono localizzati i principali scarichi in alveo, è costituita dal torrente Marroggia e dai suoi affluenti Cortaccione e Tessino, a partire dalla località Croce Marroggia fino al Ponte dell'Occhio (vedere fig. 3.1); la seconda parte è costituita dall'asta Teverone-Timia ed i relativi affluenti, dal Ponte dell'Occhio fin'oltre Bevagna. Sono stati realizzati degli elaborati grafici che mostrano l'andamento dei parametri fisico-chimici e dei marker chimici nelle aste principali; negli stessi grafici sono stati sovrapposti i dati omologhi relativi agli scarichi, per poterne valutare l'impatto sulla qualità delle acque superficiali, e degli affluenti, per verificare l'influenza di ogni corso d'acqua sul chimismo del suo diretto recettore.

In figura 3.3.2.1 sono illustrati gli andamenti dei parametri chimico-fisici rilevati nelle acque del torrente Marroggia. Occorre sottolineare che nel periodo di monitoraggio il Marroggia riceveva apporti esclusivamente dagli scarichi presenti in alveo, essendo i suoi affluenti (Tessino e Cortaccione) in secca. L'interpretazione dei dati illustrati non può prescindere da due considerazioni fondamentali: in primo luogo, a causa della lunghezza del corso d'acqua, il monitoraggio è stato condotto in due giorni diversi (01/04/08 e 03/04/08) e in momenti diversi della giornata, a discapito della comparabilità dei dati; in secondo luogo, sebbene i campioni di ogni scarico (ad esclusione del SMG1) siano stati prelevati contestualmente ai campioni di acqua, non si dispone di misure di portata né del fiume né degli scarichi al momento del campionamento. L'insieme di questi fattori rende possibile solo un'interpretazione puramente qualitativa dei dati raccolti, non essendo possibile effettuare un bilancio di massa (concentrazione dell'analita in rapporto alla portata). Inoltre, nell'interpretazione dei dati analitici, bisogna considerare il ruolo svolto dagli equilibri redox sulla stabilità in fase acquosa di alcuni analiti; in particolare, condizioni gradualmente più riducenti favoriscono una maggiore stabilità delle specie ridotte a discapito di quelle ossidate.

Osservando i grafici sotto riportati, si può notare che il Marroggia, lungo il tratto compreso tra Croce Marroggia e la confluenza con il Tattarena in località Ponte dell'Occhio, subisce delle variazioni nei parametri chimico-fisici. La temperatura e la conducibilità presentano un trend crescente procedendo verso valle, mentre pH, potenziale redox e ossigeno disciolto tendono a diminuire. Si può inoltre notare che gli apporti relativi ai punti SMG2 (scolmatore rete fognaria) e SMG3 (depuratore di Spoleto) siano quelli che più condizionano la qualità del fiume, facendo variare, anche in modo consistente, tutti i parametri chimico-fisici esaminati; in particolare, si osservi l'incremento di conducibilità (superiore a 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$) e la diminuzione del potenziale redox (circa 70 mV) riscontrati tra i campioni prelevati a monte (MGA4) e a valle (MGA5) dei suddetti scarichi. Anche lo scarico della Cartiere di Trevi (SMG6) induce una variazione dei parametri monitorati, ma in modo meno evidente; comunque, le variazioni indotte sul chimismo delle acque sono legate principalmente ai rapporti di diluizione che, in mancanza di misure quantitative, non possono essere determinati. In figura 3.3.2.2 sono rappresentati gli andamenti delle concentrazioni di NH_4^+ , N_{TOT} , NO_3^- , COD, P_{TOT} , Fenoli e Tensioattivi totali nelle acque del torrente Marroggia e le concentrazioni degli stessi analiti, determinate sugli scarichi.

Considerando l'intera asta fluviale, è possibile osservare dei trend nelle variazioni delle concentrazioni di tutti i marker chimici considerati; i trend non sono marcati, tanto che le differenze nella composizione chimica dei campioni prelevati a Croce Marroggia ("punto zero") e a Ponte dell'Occhio (chiusura prima parte bacino) sono generalmente contenute. A scala di bacino, quindi, nonostante le elevate concentrazioni di alcuni analiti riscontrate nei reflui, la presenza di scarichi non sembra influenzare in modo consistente la composizione chimica delle acque.

Al contrario, sono rilevabili variazioni nel chimismo a scala locale, soprattutto nei tratti di fiume prossimi ai punti SMG2/SMG3 e SMG6. L'impatto di questi scarichi, caratterizzati da portate consistenti, è rilevabile dalle variazioni delle concentrazioni di COD, P_{TOT} , Fenoli e Tensioattivi totali nelle acque fluviali.

Vi sono alcune variazioni riscontrate lungo il tratto iniziale del fiume (aumento di nitrati, diminuzione dei fenoli, picco di concentrazione di nitrati a valle dello scarico di Umbria Olii, ecc.) che, al contrario, non sembrano legate esclusivamente alle immissioni dei reflui in alveo.

I tenori elevati in nitrati (generalmente compresi tra 30 e 50 mg/l) riscontrati nell'intera asta fluviale, sono probabilmente relazionabili alla lisciviazione dei terreni circostanti, ove vengono utilizzati periodicamente prodotti azotati per l'agricoltura.

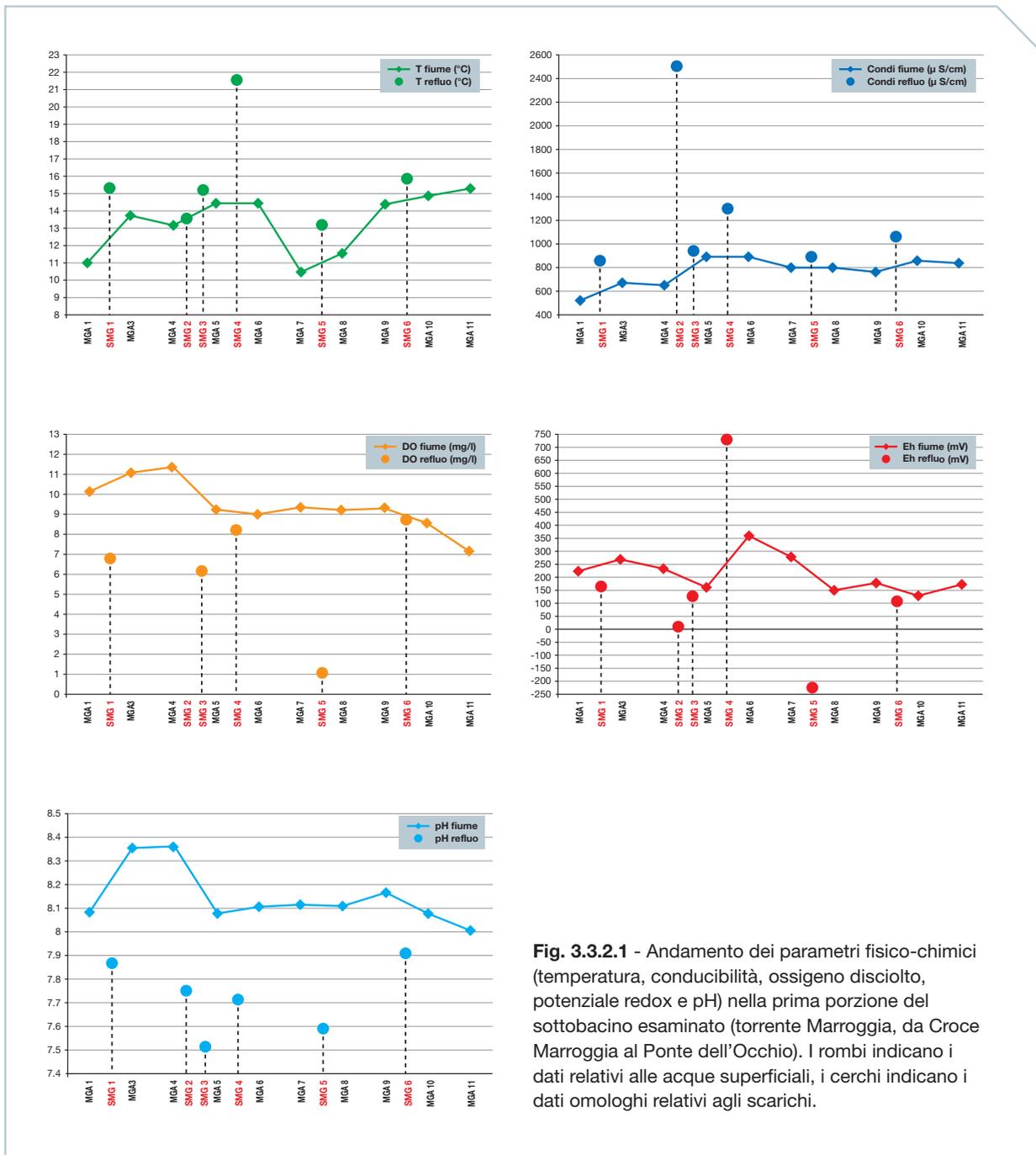


Fig. 3.3.2.1 - Andamento dei parametri fisico-chimici (temperatura, conducibilità, ossigeno disciolto, potenziale redox e pH) nella prima porzione del sottobacino esaminato (torrente Marroggia, da Croce Marroggia al Ponte dell'Occhio). I rombi indicano i dati relativi alle acque superficiali, i cerchi indicano i dati omologhi relativi agli scarichi.

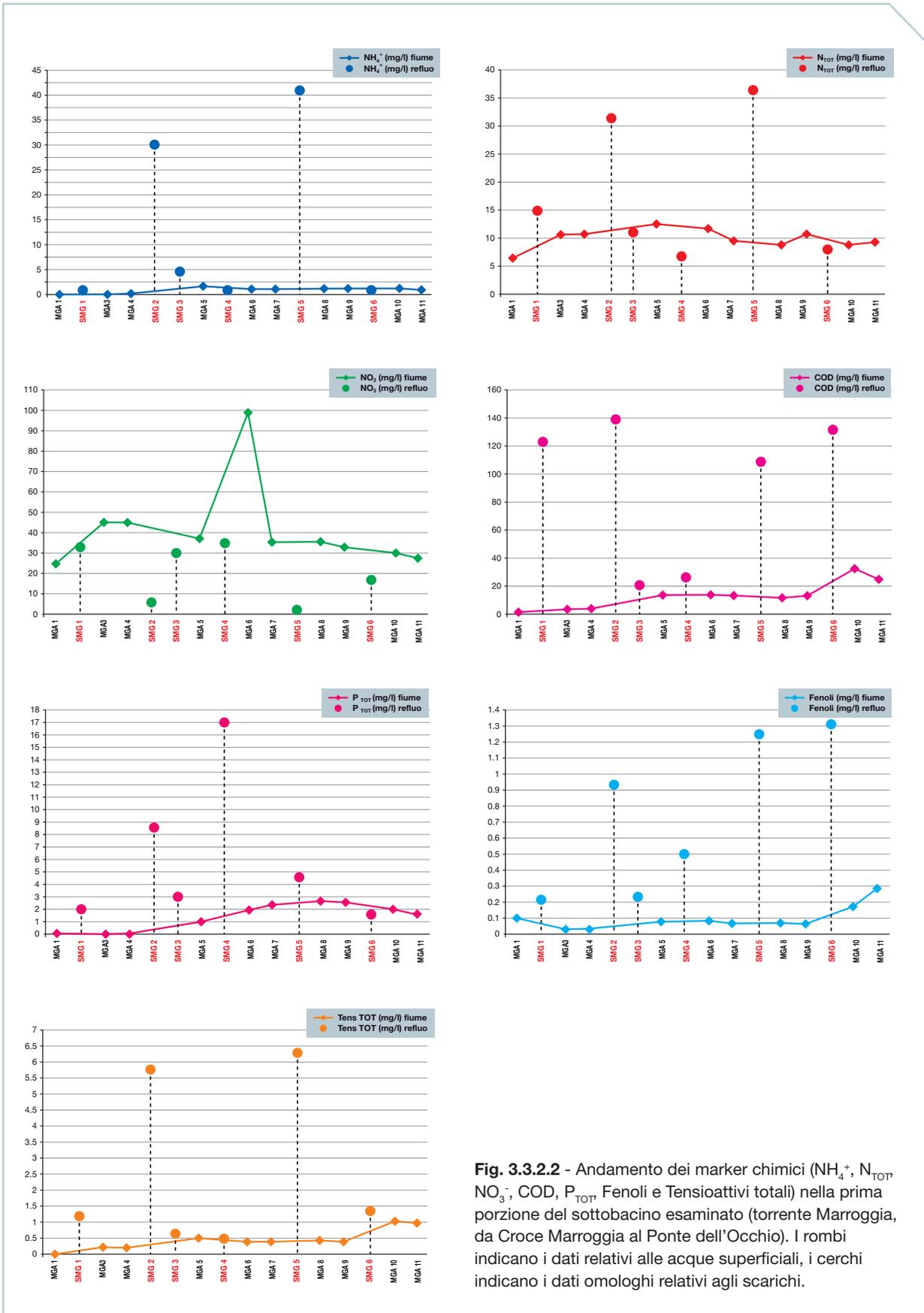


Fig. 3.3.2.2 - Andamento dei marker chimici (NH_4^+ , N_{TOT} , NO_3^- , COD, P_{TOT} , Fenoli e Tensioattivi totali) nella prima porzione del sottobacino esaminato (torrente Marroggia, da Croce Marroggia al Ponte dell'Occhio). I rombi indicano i dati relativi alle acque superficiali, i cerchi indicano i dati omologhi relativi agli scarichi.

In figura 3.3.2.3 sono rappresentati gli andamenti dei parametri chimico-fisici misurati lungo l'asta principale Teverone-Timia. A questi sono stati sovrapposti i dati omologhi, misurati immediatamente a monte di ogni confluenza. Per brevità, non sono riportati i dati relativi ai corsi d'acqua secondari.

Si può notare chiaramente che i parametri chimico-fisici misurati lungo l'asta principale subiscono localmente delle variazioni, a volte anche consistenti. In particolare, vi sono delle oscillazioni evidenti nel tratto iniziale fino a Torre di Montefalco (TEVA2); da qui fin'oltre Bevagna, la temperatura presenta un trend crescente, mentre la conducibilità tende a diminuire sensibilmente (circa 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Ossigeno disciolto, pH e potenziale redox, invece, presentano un andamento particolare, aumentando fino alla confluenza con l'Alveolo e diminuendo poi consistentemente lungo tutto il tratto finale. Non si riscontrano pertanto trend evidenti nell'andamento dei parametri chimico-fisici.

Il corso d'acqua che influenza maggiormente le caratteristiche dell'asta principale è il Tattarena, apportando acque con un maggiore contenuto di ossigeno disciolto e con valori di conducibilità e temperatura più bassi rispetto a quelli misurati nel tratto finale del Marroggia.

L'Alveolo risulta avere un certo peso nella variazione della conducibilità, dell'ossigeno disciolto e del pH, non producendo apparentemente effetti sulla temperatura e sul potenziale redox.

Gli altri affluenti (Clitunno in tutte e tre le confluenze, Fiumicella e Alveo di Montefalco) non sembrano indurre variazioni sostanziali.

Le analisi dei marker chimici effettuate sulle acque del Marroggia e sugli scarichi, sono state condotte anche sulla seconda parte del bacino. Nella figura 3.3.2.4 sono rappresentati gli andamenti delle concentrazioni di tutti gli analiti considerati, rilevate lungo l'asta principale Teverone-Timia e lungo i tratti finali degli affluenti.

La composizione chimica delle acque dell'asta principale è molto variabile. Sono visibili trend decrescenti per COD, fenoli e fosforo totale, mentre la concentrazione dello ione ammonio tende ad aumentare verso valle. I contenuti in azoto totale, nitrati e tensioattivi totali subiscono delle brusche riduzioni lungo la porzione iniziale del bacino fino a Torre di Montefalco, per poi aumentare più o meno costantemente fino a valle di Bevagna.

In misura diversa, tutti gli affluenti sembrano in grado di condizionare la composizione chimica delle acque dell'asta principale. Questo risulta particolarmente evidente osservando gli andamenti delle concentrazioni di COD, fosforo totale e fenoli; per questi analiti, i corsi d'acqua secondari, ad eccezione dell'Alveolo, svolgono un'azione di diluizione, facendone diminuire costantemente le concentrazioni.

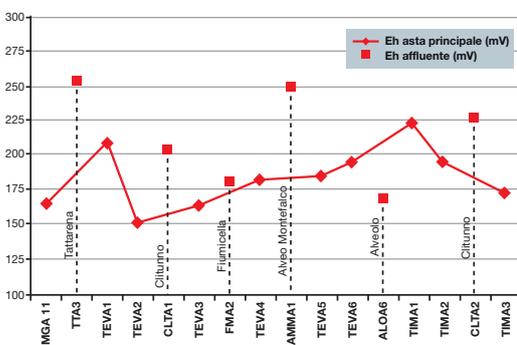
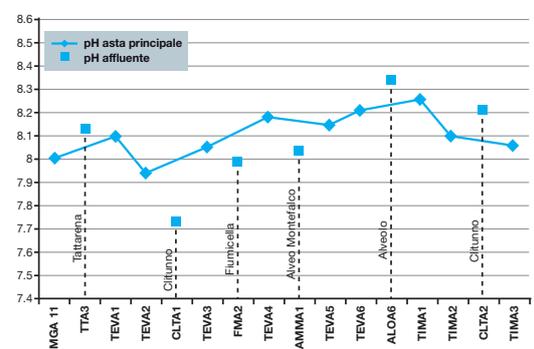
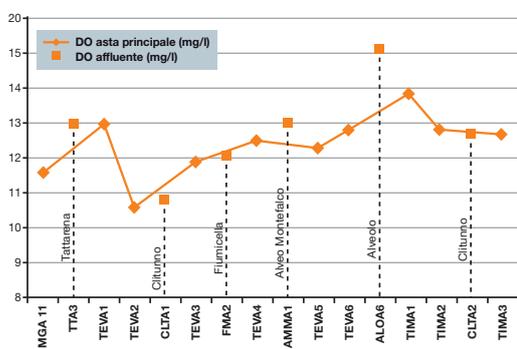
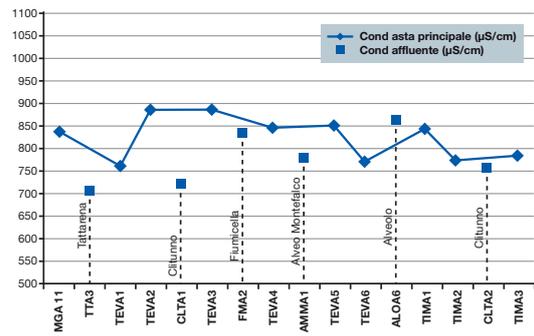
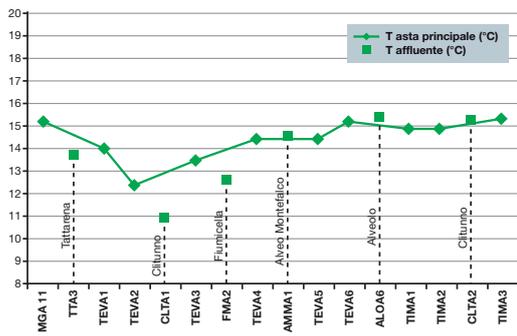


Fig. 3.3.2.3 - Andamento dei parametri fisico-chimici (temperatura, conducibilità, ossigeno disciolto, potenziale redox e pH) nella seconda porzione del sottobacino esaminato (asta principale Teverone-Timia). I rombi indicano i dati relativi alle acque superficiali dell'asta principale, i quadrati indicano i dati omologhi relativi agli affluenti.

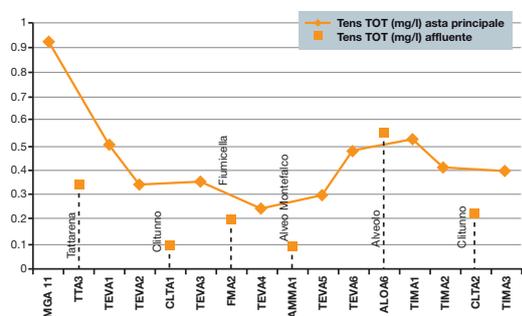
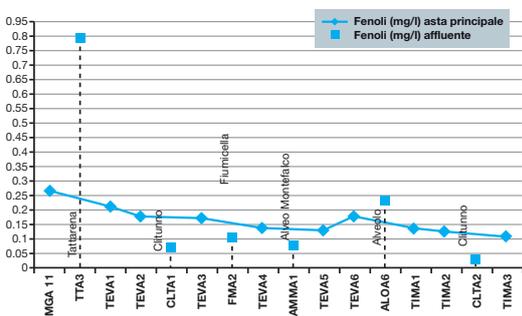
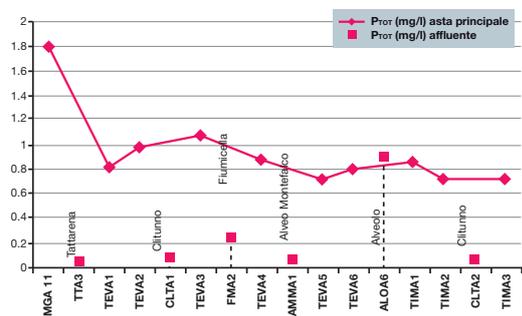
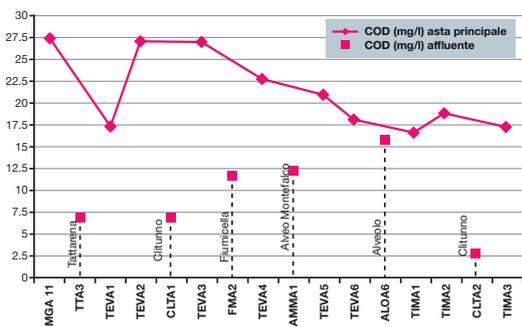
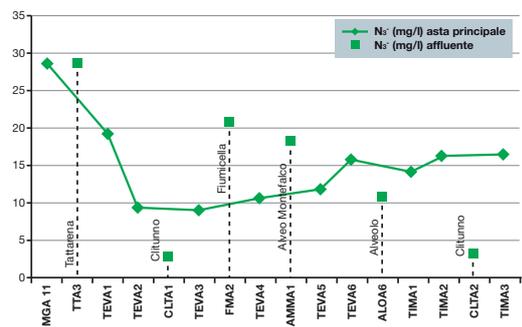
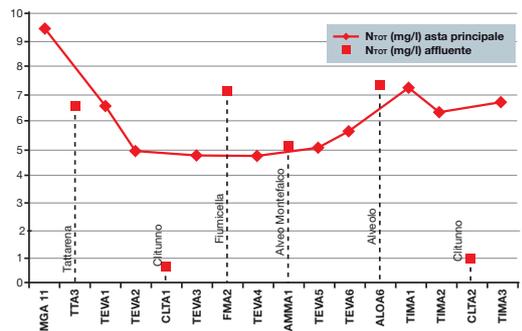
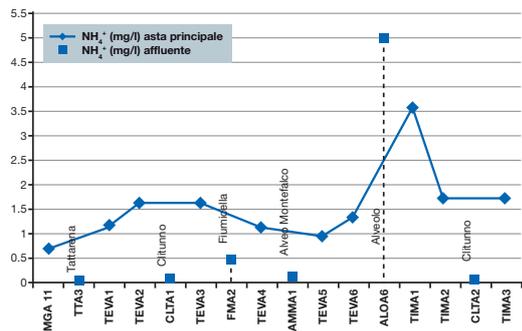


Fig. 3.3.2.4 - Andamento dei marker chimici (NH₄⁺, N_{TOT}, NO₃⁻, COD, P_{TOT}, Fenoli e Tensioattivi totali) nella seconda porzione del sottobacino esaminato (asta principale Teverone-Timia). I rombi indicano i dati relativi alle acque superficiali dell'asta principale, i quadrati indicano i dati omologhi relativi agli affluenti.

L'Alveolo sembra esercitare un impatto particolarmente negativo, poiché i campioni prelevati a valle della confluenza mostrano un aumento nelle concentrazioni di ione ammonio, azoto totale, fosforo totale e tensioattivi. Alcune variazioni nell'andamento dei parametri chimico-fisici e dei marker chimici non sono riconducibili alla sola azione esercitata dagli affluenti e dagli scarichi esaminati. Ciò lascia supporre la presenza di altri fattori non rilevati nel corso della campagna (es. scarichi).

3.3.3 Analisi microbiologiche delle acque superficiali dell'intero reticolo fluviale

Contestualmente alle analisi chimiche ed ecotossicologiche, è stata effettuata anche un'indagine microbiologica sui corsi d'acqua dell'intero bacino fluviale, comprendente l'asta principale del fiume Clitunno ed il reticolo Marroggia-Teverone-Timia.

Tra i parametri indicatori individuati dall'Organizzazione Mondiale della Sanità per il controllo delle acque superficiali, l'*Escherichia coli*, per la sua maggiore stabilità nell'ambiente acquatico, viene considerato l'indicatore primario di contaminazione fecale umana ed animale. Con il D.Lgs n. 152 del 1999 e sue successive modifiche ed integrazioni, infatti, tale parametro era stato inserito tra i "macrodescrittori" necessari per la determinazione del livello di inquinamento delle acque superficiali e la classificazione dello stato ecologico. Sebbene tale metodica sia stata superata con il recepimento della Direttiva 2000/60/CE e il D.lgs 152/2006, risulta comunque utile, per valutare i dati ricavati dall'indagine, fare riferimento ai limiti stabiliti nell'allegato 1, tabella 7 del D.lgs 152/99 che riportano gli intervalli qualitativi relativi alla presenza di *Escherichia coli*.

Lo scopo di questo lavoro esula dal determinare lo stato ecologico dei corsi d'acqua esaminati; tuttavia, le analisi microbiologiche effettuate contribuiscono a caratterizzare la situazione ambientale in cui si è operato.

3.3.3.1 Analisi microbiologiche delle acque superficiali del fiume Clitunno

In tabella 3.3.3.1.1 vengono riportati i risultati delle analisi microbiologiche effettuate lungo l'asta principale del fiume Clitunno.

Località	Codice punto	Fiume	Matrice	E.coli ufc/100ml
Campello sul Clitunno	CLT 1	Clitunno	acqua superficiale	60
Casa del Suffragio	CLT 3	Clitunno	acqua superficiale	290
Impianto ittiogenico	CLT 7	Clitunno	acqua superficiale	5500
A valle Impianto ittiogenico	CLT 8	Clitunno	acqua superficiale	880
Faustana	CLT 11	Clitunno	acqua superficiale	2400
Borgo Trevi	CLT 15	Clitunno	acqua superficiale	130
Faustana	CLT 16	Clitunno	acqua superficiale	840
Casco dell'acqua	CLT 25	Clitunno	acqua superficiale	520
Casco dell'acqua	CLT 27	Clitunno	acqua superficiale	850
Torre di Montefalco	CLT 29	Clitunno	acqua superficiale	2100
Bevagna	CLT 38	Clitunno	acqua superficiale	870

Tabella 3.3.3.1.1 - Analisi microbiologiche effettuate su acque superficiali del fiume Clitunno. I valori di *Escherichia coli* sono espressi in unità formanti colonie in 100 ml (ufc\100ml).

Quello che emerge è uno stato di forte degrado della risorsa idrica, dovuto prevalentemente all'ingente presenza di scarichi civili. L'impatto antropico, che in modo non omogeneo caratterizza il fiume Clitunno, sembra essere, infatti, il maggior responsabile del carico inquinante di *E. coli* nelle acque superficiali. L'andamento del livello di

inquinamento di questo fattore sembra ricalcare con precisione la distribuzione e la densità degli agglomerati urbani, i cui scarichi recapitano direttamente in alveo.

Il primo tratto dell'asta principale del fiume Clitunno (CLT 1, CLT 3, CLT 7 e CLT 8) è caratterizzato dalla presenza di scarichi civili di tipo domestico e dalla presenza, in località Tre Ponti, di un impianto ittiogenico e di un'attività di ristorazione. Nella stazione di campionamento ubicata a valle di queste ultime, in particolare, è stato riscontrato un notevole incremento di *E. coli* rispetto al tratto precedente, che passa da concentrazioni poco rilevanti al valore di 5.500 ufc/100ml. Va sottolineato che, ai sensi della normativa vigente, tale valore è addirittura superiore al limite di emissione in corpo idrico per gli scarichi di acque reflue urbane (tabella 3, allegato 5, D.Lgs 152/06). Analogamente, sono stati rilevati valori elevati del parametro presso le stazioni di monitoraggio situate in località Faustana e Torre di Montefalco.

Occorre sottolineare che le acque del fiume Clitunno sono oggetto di numerosi attingimenti; pertanto, è consigliabile uno stretto controllo, da parte delle autorità competenti, della qualità delle acque in riferimento al rischio sanitario per l'uso irriguo della risorsa idrica.

3.3.3.2 Analisi microbiologiche del reticolo Marroggia – Teverone- Timia

Analogamente a quanto effettuato per il fiume Clitunno, è stata condotta un'analisi microbiologica di campioni di acqua prelevati lungo l'intero reticolo fluviale Marroggia-Teverone-Timia.

Località	Codice punto	Fiume	Matrice	E. coli ufc/100ml
Ponte dell'occhio	TEV1	Teverone	acqua superficiale	65000
Torre di Montefalco	TEV 3	Teverone	acqua superficiale	4100
Madonna di Costantinopoli	TEV 4	Teverone	acqua superficiale	6400
Sportone di Maderno	TEV 5	Teverone	acqua superficiale	4400
S.M. Pietra Rossa	ALO2	Alveolo	acqua superficiale	210000
Sportone di Maderno	ALO 5	Alveolo	acqua superficiale	12000
Valle confluenza Alveolo	TIM 1	Timia	acqua superficiale	12000
Bevagna	TIM 3	Timia	acqua superficiale	5100
Cerasola	FSN 4	F.sso Fossanuova	acqua superficiale	2100
Tre Ponti	FSV 2	F.sso Fossavecchia	acqua superficiale	240
Pissignano	FMC 2	Fiumicella	acqua superficiale	320
Chiesa Tonda	ML 4	Marroggiola	acqua superficiale	3700
Ponte dell'Occhio	MG 11	Marroggia	acqua superficiale	320000
Ponte dell'Occhio	TT 3	Tattarena	acqua superficiale	960
Casco dell'acqua	FT 2	Fiumicella Trevana	acqua superficiale	1800
Cannaiola	FP 2	Fiumicella dei prati	acqua superficiale	24000
Casone	FF 2	Fosso Forma	acqua superficiale	43000
Torre di Montefalco	ACLT 1	Accolta Clitunno	acqua superficiale	860

Tabella 3.3.3.2.1 Analisi microbiologiche. I valori di *Escherichia coli* sono espressi in unità formanti colonie in 100 ml (ufc\100ml).

Dallo *screening* effettuato emerge una situazione ambientale estremamente critica. Alcuni corsi d'acqua, come i torrenti Marroggia, Teverone, Alveolo, Fosso Forma e Fiumicella dei Prati, sono interessati da concentrazioni *E. coli* eccessivamente elevate, che, in alcuni casi, superano anche di 60 volte il limite di emissione per gli scarichi in acque superficiali.

Come già sottolineato per il fiume Clitunno, i corsi d'acqua dell'intero reticolo fluviale sono oggetto di numerosi attingimenti di natura agricola ed irrigua. Pertanto, va approntato da parte delle autorità e istituzioni competenti, un immediato controllo della qualità delle acque sui prelievi autorizzati, in modo da poterne verificare l'idoneità all'utilizzo irriguo.

3.4 Valutazione della qualità ecologica

Analogamente a quanto fatto per il fiume Clitunno, anche per il sistema Timia-Teverone-Marroggia è stata condotta un'accurata indagine ecosistemica mirata allo studio delle cenosi presenti e alla valutazione di parametri idromorfologici e vegetazionali. A tale scopo sono stati effettuati sia campionamenti delle comunità ittiche e macrobentoniche lungo i tre corsi d'acqua sia una valutazione globale dell'ecosistema attraverso l'applicazione dell'Indice di Funzionalità Fluviale.

3.4.1 Studio delle comunità macrobentoniche

La conoscenza della zonazione longitudinale della bentofauna lungo i corsi d'acqua indagati, permette di ottenere una valutazione sintetica della qualità dell'ambiente, attraverso la stima dell'incidenza delle diverse alterazioni sulle popolazioni che colonizzano le differenti biozone di un'asta fluviale. Di fatto, le modificazioni di struttura e di funzionalità che avvengono all'interno della comunità degli invertebrati reofili, riflettono puntualmente le differenti pressioni esercitate su questi ecosistemi e rappresentano uno strumento di analisi e di controllo fondamentale per la gestione naturalistica di tali ambienti.

Lungo i tre corsi d'acqua sono state individuate e campionate nove di stazioni di monitoraggio per l'analisi della comunità di macroinvertebrati mediante l'applicazione dell'**Indice Biotico Esteso** (per la descrizione del metodo si rimanda al paragrafo 2.4.1.1). Le stazioni sono state localizzate tenendo conto dell'omogeneità e rappresentatività ecologica ed idromorfologica dei tratti fluviali, dei principali fattori di impatto antropico nonché della possibilità di accesso. Difatti, l'ingresso nel letto fluviale risulta spesso difficoltoso a causa dell'arginatura delle sponde, particolarmente ripide nel caso dei torrenti Timia e Teverone.

In tabella 3.4.1.1 viene presentata la dislocazione delle stazioni.

CORSO D'ACQUA	STAZIONE	LOCALIZZAZIONE
T. Marroggia	MGB1	Croce marroggia
T. Marroggia	MGB2	Santo Chiodo
T. Marroggia	MGB3	S. Giacomo
T. Marroggia	MGB4	Camposalese
T. Marroggia	MGB5	Umbria Oli
T. Marroggia	MGB6	Prati Parrano
T. Teverone	TEVB1	Ponte dell'Occhio
T. Teverone	TEVB3	Torre di Montefalco
T. Timia	TIMB2	Bevagna

Tab.3.4.1.1 - Dislocazione delle stazioni di monitoraggio I.B.E.

In tabella 3.4.1.2 e in figura 3.4.1.1 sono riportati i risultati dei rilievi effettuati sulle comunità macrobentoniche.

STAZIONE	LOCALIZZAZIONE	I.B.E.	CLASSE DI QUALITA'	GIUDIZIO
MGB1	Crocemarroggia	8-7	II-III	ambiente con moderati sintomi di inquinamento o di alterazione/ ambiente inquinato o comunque alterato
MGB2	Santo Chiodo	6-5	III-IV	ambiente inquinato o comunque alterato/ ambiente molto inquinato o comunque molto alterato
MGB3	S. Giacomo	6	III	ambiente inquinato o comunque alterato
MGB4	Camposalese	2	V	ambiente fortemente inquinato e fortemente alterato
MGB5	Umbria Oli	2	V	ambiente fortemente inquinato e fortemente alterato
MGB6	Prati Parrano	3	V	ambiente fortemente inquinato e fortemente alterato
TEVB1	Ponte dell'Occhio	2	V	ambiente fortemente inquinato e fortemente alterato
TEVB3	Torre di Montefalco	3	V	ambiente fortemente inquinato e fortemente alterato
TIMB2	Bevagna	6	III	ambiente inquinato o comunque alterato

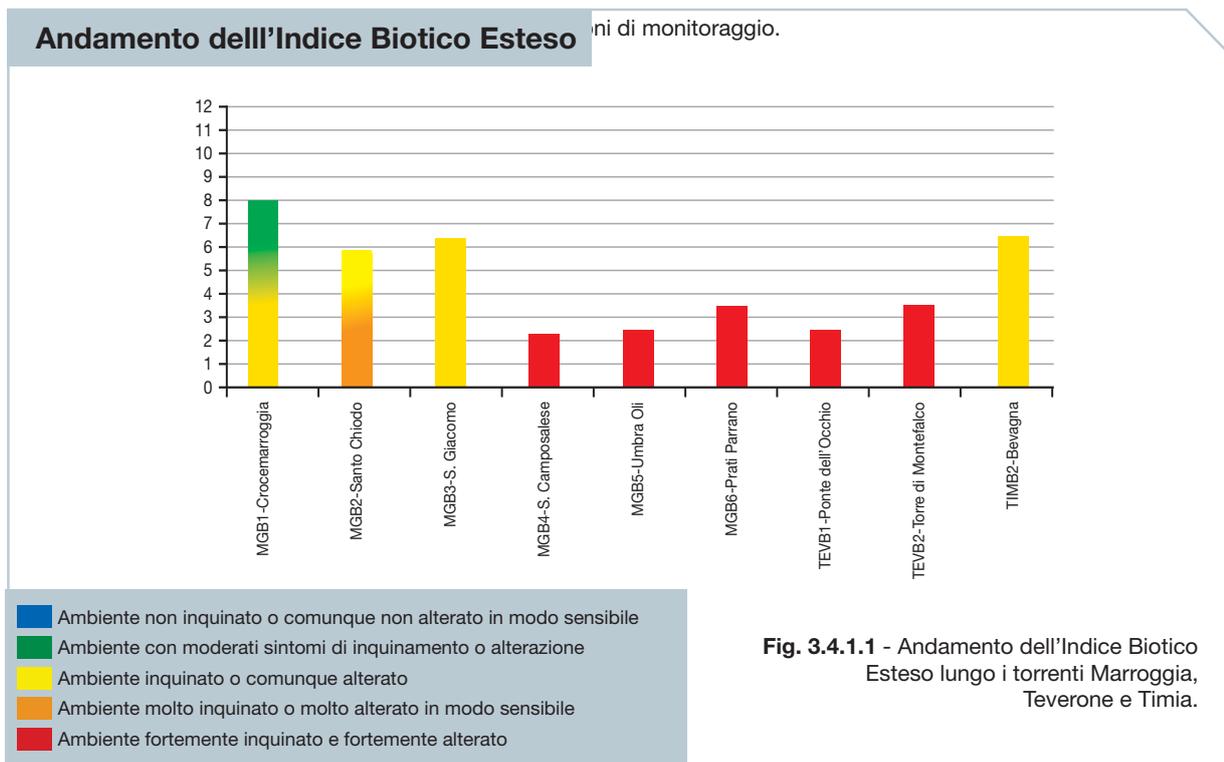


Fig. 3.4.1.1 - Andamento dell'Indice Biotico Esteso lungo i torrenti Marroggia, Teverone e Timia.

3.4.1.1 Analisi dei dati

La Stazione MGB1 (Crocemarroggia, considerato come “punto zero” del corso d’acqua per il basso impatto antropico riscontrato a monte) presenta una fauna macrobentonica caratterizzata da esponenti sia di ambienti lentici ricchi di vegetazione (Limnephilidae, Bithyniidae, Lymnaeidae, Planorbidae), che lotici a substrato ciottoloso e acque fresche (Rhyacophilidae, *Baetis*, Goeridae, Sericostomatidae). Tale popolazione attesta la strutturazione di un habitat acquatico sufficientemente eterogeneo da garantire la presenza di nicchie trofiche diversificate, in grado di tamponare, in parte, gli effetti negativi derivanti soprattutto da alterazioni meccaniche dell’alveo e inquinanti di origine organica. E’ altresì da sottolineare che le periodiche secche a cui questo tratto fluviale è soggetto, non assicurano una stabilità temporale dell’intera comunità macrobentonica e rendono difficoltoso ottenere l’esatta composizione della cenosi a macroinvertebrati caratterizzante questa stazione (I.B.E. = 8-7; Classe di Qualità = II/III).

La Stazione MGB2 (Santo Chiodo), caratterizzata da eventi localizzati di anaerobiosi, ha mostrato una comunità bentonica in cui prevale un regime alimentare detritivoro, indice di una eccessiva semplificazione della rete trofica, che comporta una modesta valutazione dell’Indice Biotico Esteso (I.B.E. = 6-5; Classe di Qualità = III-IV).

La Stazione MGB3 (San Giacomo) ha registrato una situazione migliore rispetto al precedente sito di indagine, ricadendo in una terza classe di qualità (ambiente inquinato o comunque alterato). La comunità macrobentonica è risultata costituita da organismi carnivori (*Dugesia*, *Erpobdella*) e, soprattutto, da detritivori associati ad ambienti con abbondante carico organico (Lumbricidae, *Asellus*, *Baetis*, *Centroptilum*, Chironomidae). Il risultato dell’indagine testimonia, comunque, una palese fragilità della rete trofica, che risulta rappresentata da individui tolleranti alle condizioni di inquinamento e di conseguente anaerobiosi, apparse significative sul fondo del letto fluviale.

Le Stazioni MGB4 (Camposalese) e MGB5 (Umbria Ollii) assumono la fisionomia tipica di ambienti fortemente inquinati (I.B.E. = 2; Classe di Qualità = V), in cui la presenza di anaerobiosi estesa sul fondo dell’alveo e la mancanza di vegetazione sommersa privano questi tratti del Fiume della componente macrobentonica, che risulta composta solamente da 2 famiglie di macroinvertebrati (Chironomidae, Lumbricidae) in MGB4 e da 3 famiglie (Chironomidae, Simuliidae e Tubificidae) in MGB5. In entrambi i siti la specie *Chironomus plumosus* presenta una densità di popolazione talmente elevata da formare uno strato uniforme sul fondo del letto fluviale, rivelatore di una condizione di marcata anossia.

Lo stato di forte degrado delle acque persiste nella Stazione MGB6 (Prati Parrano), in cui l’incremento dei *taxa* campionati (Chironomidae, Dixidae, Simuliidae, Tipulidae, Lymnaeidae e Tubificidae) non corrisponde ad un miglioramento della qualità ecologica (I.B.E. = 3; Classe di Qualità = V). In questo sito sono stati, infatti, raccolti, in gran numero, esponenti dell’ordine dei Ditteri (Nematoceri, Chironomidae e Dixidae) ed Oligocheti appartenenti alla famiglia Tubificidae, tutti organismi ben adattati a sedimenti in cui possono essere presenti elevati livelli di contaminazione con acque di scolo. Una tale composizione di popolazione determina un basso valore di I.B.E. ed un conseguente giudizio di qualità nettamente scadente.

L’applicazione del protocollo I.B.E. agli altri due corsi d’acqua (Teverone e Timia) che caratterizzano il bacino del Marroggia, è stata eseguita stabilendo due stazioni di prelievo nel primo corso d’acqua ed una nel secondo. Tale scelta è stata dettata dalla uniformità di entrambi i corpi d’acqua, che essendo stati canalizzati per l’intero corso, mostrano caratteristiche ambientali omogenee dal tratto a monte e quello vallivo.

La Stazione TEVB 1 denuncia una comunità bentonica pressoché inesistente, costituita unicamente da Ditteri appartenenti alle famiglie Chironomidae e Simuliidae e da Oligocheti Tubificidae. Considerando la relativa eterogeneità di substrato riscontrata nel sito e determinata dalla compresenza di habitat vegetali e minerali, il risultato del rilievo effettuato, che attesta una marcata povertà della componente biotica, è probabilmente da attribuirsi all’immissione in alveo di sostanze fortemente inquinanti. L’alterazione chimico-fisica del tratto fluviale spiegherebbe, infatti, la scadente composizione quali-quantitativa accertata e l’esistenza di elementi associati a condizioni significative di anossia e carico organico, che decretano un quadro ecologico fortemente negativo (I.B.E. = 2; Classe di Qualità = V).

Nella Stazione TEVB3 perdura lo stato di evidente degrado ambientale, confermato anche da tracce di anaerobiosi riscontrata sul fondo del letto fluviale e ascrivibile alla presenza di solfobatteri. Tale sito, rispetto alla precedente stazione di monitoraggio, mostra apparentemente una maggiore diversità bentonica, come risulta dai *taxa* campionati: Ditteri Chironomidae, *Asellus aquaticus* (Crosteaceo Isopode), *Valvata piscinalis* (Gasteropode Prosobranchio), *Dendrocoelum lacteum* (Tricladi) e *Dina lineata* (Irudineo). In effetti, l'esiguo numero di unità sistematiche rilevate e, soprattutto, il basso valore attribuito come bioindicatori ai gruppi bentonici reperiti, comporta una valutazione nettamente insufficiente della qualità ecologica del tratto ispezionato (I.B.E. = 2; Classe di Qualità = V). La Stazione TIMB 2, al contrario, segnala un'inversione di marcia dovuta senz'altro alla ricomparsa di *taxa* più stenoeci, rispetto a quelli finora riscontrati, quali Efemerotteri e Tricotteri, che risultavano assenti dalla Stazione di Camposalese (MGB 4). All'interno della comunità di macroinvertebrati riscontrata in questo sito (*Baetis*, Rhyacophilidae, Chironomidae, Simuliidae, *Asellus*, *Dina*), i due Ordini di Insetti arricchiscono la quota dei carnivori - predatori e dei vegetariani, aumentando così la diversità di nicchie trofiche e rendendo la biocenosi più strutturata e stabile.

In conclusione, si può quindi affermare che lo studio bentonico, eseguito nel bacino del Marroggia, ha evidenziato un marcato stato di sofferenza dell'ecosistema, imputabile alle molteplici pressioni antropiche che insistono lungo l'intero sistema fluviale.

3.4.2 Applicazione dell'Indice di Funzionalità Fluviale (IFF)

L'esigenza di produrre un quadro ambientale quanto più dettagliato e corredato da informazioni concernenti le componenti idromorfologiche e vegetazionali ha indotto ad avvalersi dell'Indice di Funzionalità Fluviale (Siligardi *et al.*, 2000). Tale protocollo, infatti, permette indagini conoscitive relative agli ecosistemi acquatici tramite l'utilizzo di un indice globale, i cui obiettivi sono così identificabili:

- rilevamento dello stato di "salute" di un corso d'acqua
- individuazione di ambienti o tratti di corsi d'acqua ad alta valenza ecologica, allo scopo di definire strumenti di salvaguardia
- individuazione di tratti degradati, la cui identificazione risulta utile per programmare interventi di ripristino e riqualificazione degli ambienti fluviali.

Per la descrizione del metodo, già utilizzato per la caratterizzazione della funzionalità fluviale del fiume Clitunno, e del significato dei parametri eco morfologici utilizzati nell'indagine si rimanda al paragrafo 2.4.3.3.

3.4.2.1 Analisi dei dati

Per l'applicazione del protocollo I.F.F. al sottobacino Timia-Teverone-Marroggia, si è proceduto, previa indagine conoscitiva del reticolo idrografico, a percorrere i corsi d'acqua in studio da valle verso monte, identificando di volta in volta un tratto omogeneo per le caratteristiche da rilevare, su cui è stata compilata la relativa scheda di campo.

Lo studio, eseguito da giugno a ottobre 2008, è stato condotto per oltre 33 Km, durante il quale sono state prodotte 68 schede, contraddistinte da un codice che indica le iniziali del corso d'acqua indagato e da un numero progressivo da valle a monte. Nel torrente Marroggia è stata compilata in media una scheda ogni 600 m circa, nel fiume Timia ogni 260 m circa e nel torrente Teverone ogni 460 m circa.

Fiume Timia

Le 9 schede compilate per il fiume Timia corrispondono ad altrettanti tratti identificati nel Comune di Bevagna, che vanno dalla confluenza del fosso Alveolo presso lo Sportone del Maderno, fino alla confluenza del secondo ramo del fiume Clitunno.

Come evidenziato dalla figura 3.4.2.1, l'indice rivela una funzionalità oscillante tra il III livello (48%) e il IV livello (45%), corrispondenti ad uno stato ambientale **mediocre-scadente**.

Fiume Timia: livelli di funzionalità fluviale

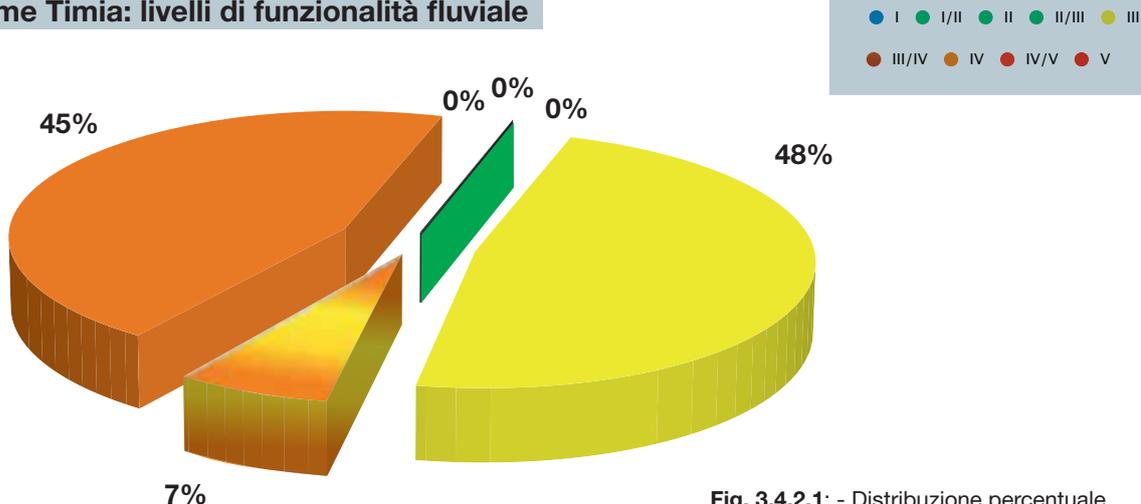


Fig. 3.4.2.1: - Distribuzione percentuale dei livelli di funzionalità lungo il tratto esaminato del fiume Timia.

In particolare, dalla rappresentazione grafica della distribuzione percentuale dei livelli IFF per singola sponda (figg. 3.4.2.2, 3.4.2.3), si evince come nel Timia prevalga un IV livello di funzionalità in sponda destra e un III livello in sponda sinistra, a conferma di una maggior presenza di aree urbanizzate e della carenza di vegetazione perfluviale in destra idrografica.

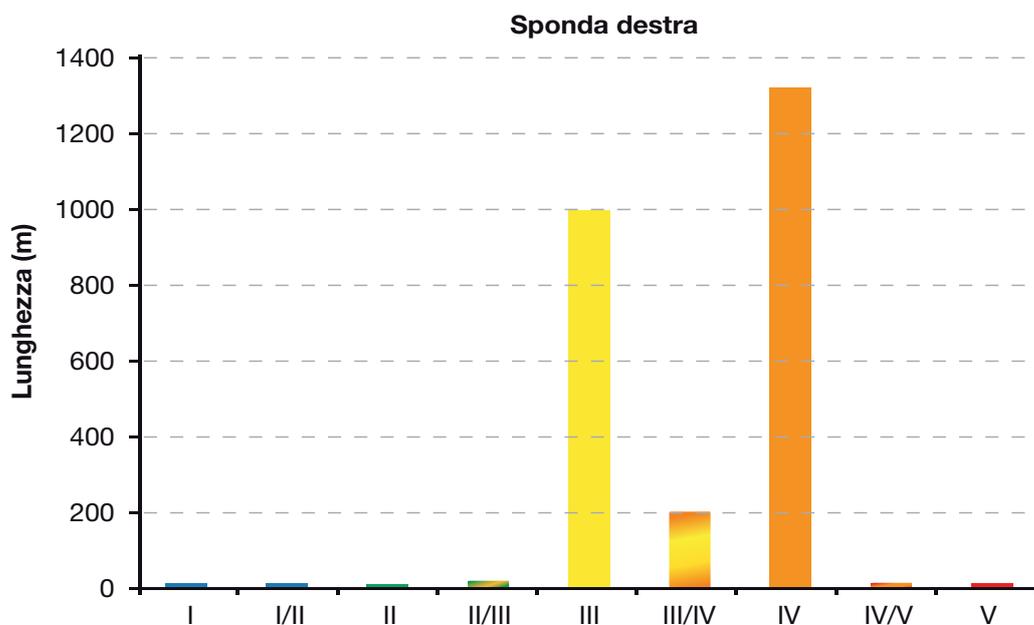
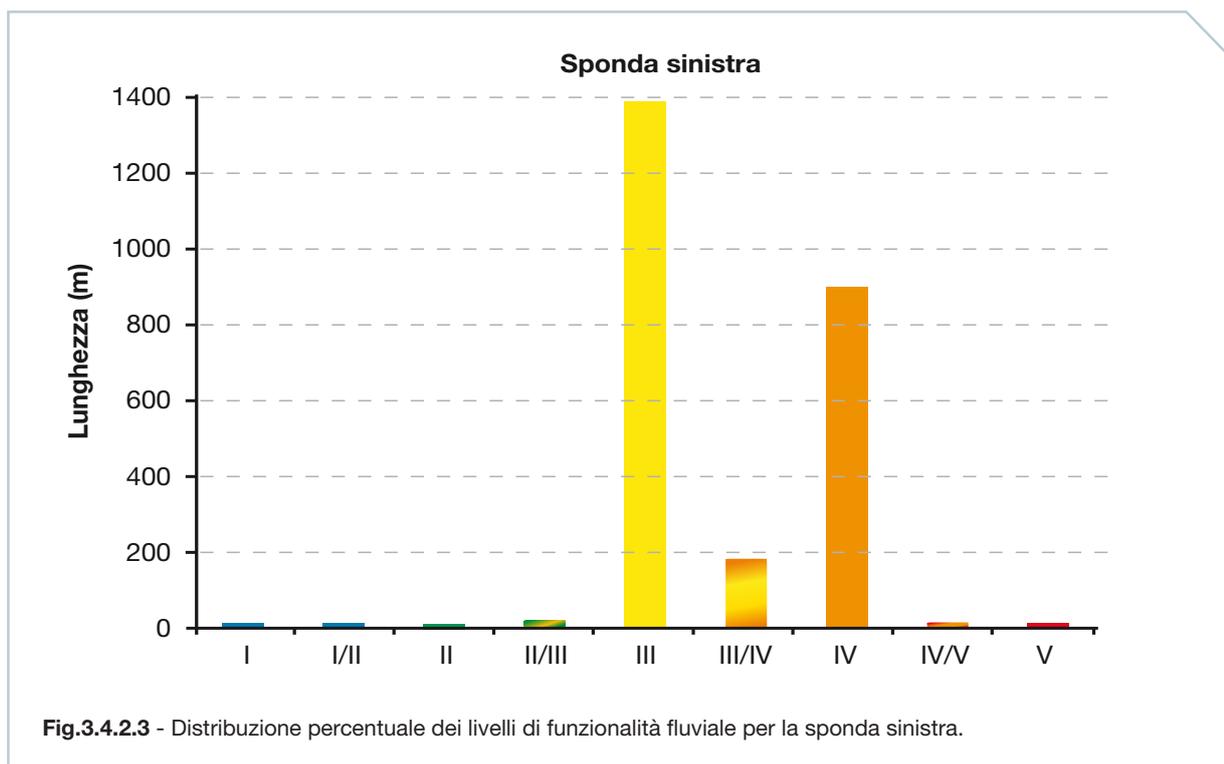


Fig.3.4.2.2 - Distribuzione percentuale dei livelli di funzionalità fluviale per la sponda destra.



Per quanto riguarda gli elementi individuati dal metodo per valutare la funzionalità fluviale di un corso d'acqua, vengono di seguito descritti i parametri eco-morfologici che sono stati analizzati nel tratto esaminato del fiume Timia.

Dalla lettura delle ortofoto e dall'osservazione in campo del paesaggio immediatamente adiacente la fascia perfluviale (*stato del territorio circostante*), si è potuto constatare che il Timia scorre tra aree urbanizzate e campi coltivati. In particolare, le zone antropizzate insistono maggiormente lungo la sponda destra, mentre in sinistra idrografica prevalgono coltivi e urbanizzazione rada. Nel tratto esaminato, il fiume risulta caratterizzato da una fascia vegetale sviluppatasi all'interno di argini, che ne impediscono il *continuum* trasversale (*vegetazione presente nella fascia perfluviale secondaria*).

Lungo la sponda sinistra prevalgono comunque formazioni arbustive riparie e/o canneto, che, nonostante siano meno efficaci delle formazioni arboree per la funzionalità fluviale, svolgono comunque importanti funzioni ecologiche, quali ad esempio stabilizzazione delle sponde, fasce tampone, diversità ambientale ecc. La riva destra, invece, si mostra per lo più priva di vegetazione o coperta da vegetazione erbacea. In generale, infatti, oltre la metà del tratto fluviale indagato non presenta fasce di vegetazione perfluviale, che viene periodicamente sfalciata allo scopo di controllare il deflusso idrico. In particolare, il 66% della sponda destra e il 44% circa della sponda sinistra risultano caratterizzati da suolo nudo, mentre è ricoperto da formazioni arbustive riparie, per un'ampiezza compresa tra 1 e 5 m, il 56% della riva sinistra e il 33% della destra. Infine, facendo riferimento alla successione della comunità vegetazionale (*continuità della fascia di vegetazione perfluviale arborea ed arbustiva*), si è riscontrato che il Timia è caratterizzato da uno sviluppo discontinuo della copertura vegetativa. In sponda sinistra, infatti, prevale la presenza di una fascia pressoché continua (44,4%), che in sponda destra si riduce ad un breve tratto (11%). Le interruzioni della vegetazione sono invece evidenti in sponda destra, dove sono state rilevate per il 55% del tratto esaminato, mentre sono inferiori in quella sinistra (33%). Suolo nudo o vegetazione erbacea rada interessano il 22% circa della sponda sinistra e il 33% circa della sponda destra.



Fig. 3.4.2.4 – Torrente Timia: sponde soggette a sfalco con interruzione del canneto.

Per quanto riguarda il dato relativo alla portata idrica e al peso esercitato da questa sul regime idrologico del Timia, si può affermare che il corso d'acqua non presenta forti oscillazioni stagionali della stessa, che si mantiene sufficientemente stabile da permettere una buona dinamicità dell'alveo (*condizioni idriche dell'alveo*). Va però sottolineato che la presenza di difese spondali costringe l'acqua in uno spazio limitato tale da mantenere l'alveo di morbida costantemente bagnato. Da ciò deriva l'attribuzione di punteggio elevato.

L'osservazione delle caratteristiche morfologiche e strutturali della zona compresa tra alveo di morbida e fascia perfluviale (*conformazione delle rive*) ha evidenziato la scarsità di habitat e di nicchie trofiche diversificate a disposizione delle comunità animali e vegetali, soprattutto a causa della presenza di difese spondali (argini). In particolare, erbe e arbusti ricoprono il 44% della sponda sinistra e il 22% della sponda destra, mentre il 22% della riva sinistra è interessato da un sottile strato erboso, che riveste il 33% della destra idrografica. Infine il 33% della riva sinistra è nuda, così come il 44% della riva destra.

Dall'analisi delle strutture atte a trattenere la materia organica presente (*strutture di ritenzione degli apporti trofici*), deriva che il corso d'acqua presenta, per oltre metà del tratto ispezionato, una buona capacità di ritenzione grazie alla presenza del canneto e di idrofite in alveo.

Nel tratto esaminato, il fiume Timia mostra un profilo trasversale definibile come "artificiale con qualche elemento naturale" (*sezione trasversale*), dal momento che il corso d'acqua è stato oggetto di interventi artificiali evidenti, quali canalizzazione e rettificazione dell'alveo. Tali opere hanno apportato al corpo idrico una notevole alterazione strutturale e idromorfologica, che incide significativamente sulla naturalità dell'ecosistema fluviale. Ciò ha influenzato anche la valutazione del grado di erosione del torrente, a cui è stato attribuito il punteggio minimo proprio per il fatto che la presenza di argini e di interventi di artificializzazione dell'alveo impediscono di fatto i processi erosivi.

Dall'esame della diversità granulometrica e stabilità del substrato si evidenzia come il fondo del letto fluviale risulti a tratti mobile (55,5%) o facilmente mobile (44,4%), non permettendo, quindi, un'adeguata strutturazione della fauna a macroinvertebrati, incapace di reperire, in queste condizioni, microhabitat diversificati e duraturi (*struttura del fondo dell'alveo*).

Il fiume Timia mostra, inoltre, un percorso rettificato (*raschi, pozze o meandri*), in cui non vi è una chiara diversificazione morfologica espressa da zone di *riffle – pool* (alternanza di zone di erosione, in cui il fondo dell'alveo si eleva, il substrato appare grossolano e la velocità di corrente è superiore alla media, con zone di deposito, la cui profondità è maggiore rispetto a quella media, il fondo è caratterizzato da substrato a ridotta granulometria e la velocità di corrente è bassa) e da tratti meandrati. Ciò determina una netta riduzione sia della funzionalità fluviale, che della diversificazione idromorfologica e quindi perdita della naturalità ecosistemica e della ricchezza florofaunistica (fig. 3.4.2.5).



Fig. 3.4.2.5 – Torrente Timia: artificializzazione del corso d'acqua.

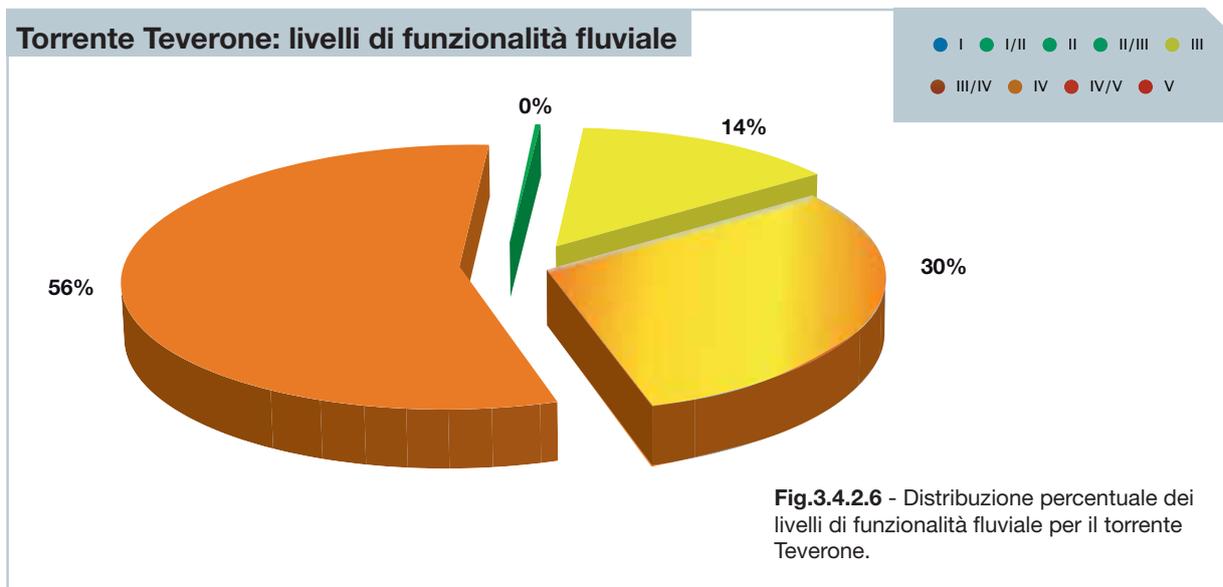
L'analisi del trofismo delle acque è stata eseguita, come richiede il manuale, attraverso l'esame del *periphyton* (complesso di alghe microscopiche, funghi, batteri, rotiferi, nematodi, etc.) che ricopre il substrato minerale del letto fluviale. Questa comunità svolge un ruolo fondamentale nel mantenimento della rete alimentare dulcacquicola, demolendo la sostanza organica accumulatasi, mineralizzandola e rendendola così disponibile per il livello trofico superiore, rappresentato dalla vegetazione acquatica e dalla fauna bentonica. Per circa metà del tratto indagato il Timia è caratterizzato da "periphyton poco sviluppato e scarsa copertura di macrofite tolleranti", mentre la restante porzione del corso è interessata, per il 44%, da "periphyton discreto o poco sviluppato con significativa copertura di macrofite tolleranti".

La determinazione della composizione del *detrito* fornisce importanti indicazioni sulla tipologia dei demolitori di materia organica e di conseguenza sull'efficienza della demolizione. In condizioni di buona funzionalità fluviale sono i macrobentoni trituratori a ridurre la materia grossolana in frammenti fibrosi e i collettori a demolire le parti polpose. Al contrario, in ambienti alterati ed inquinati la demolizione avviene ad opera di batteri e funghi, che agiscono in ambienti anaerobici, dando origine a frammenti polposi o accumuli nerastri che sprigionano un forte odore acre dovuto alla produzione di acido solfidrico. Nel Timia prevale la componente mista a frammenti fibrosi e polposi (55,5%), seguita da quella polposa (44,4%), indice di un'intensa attività microbica e di una comunità macrobentonica compromessa a livello dei collettori e, quindi, incapace di eliminare la frazione polposa, che si accumula sul substrato. Infine, l'indagine relativa alla struttura e composizione degli organismi che colonizzano il fondo del torrente (*comunità macrobentonica*), ha messo in evidenza come la mancanza di eterogeneità spaziale, conseguenza della banalizzazione delle nicchie trofiche, abbiano determinato la presenza di una fauna poco diversificata, in cui prevalgono *taxa* eurieci, tolleranti all'inquinamento di origine organica. Tale condizione comporta una netta riduzione della capacità autodepurativa del corso d'acqua, con conseguente compromissione della funzionalità fluviale e della qualità ambientale.

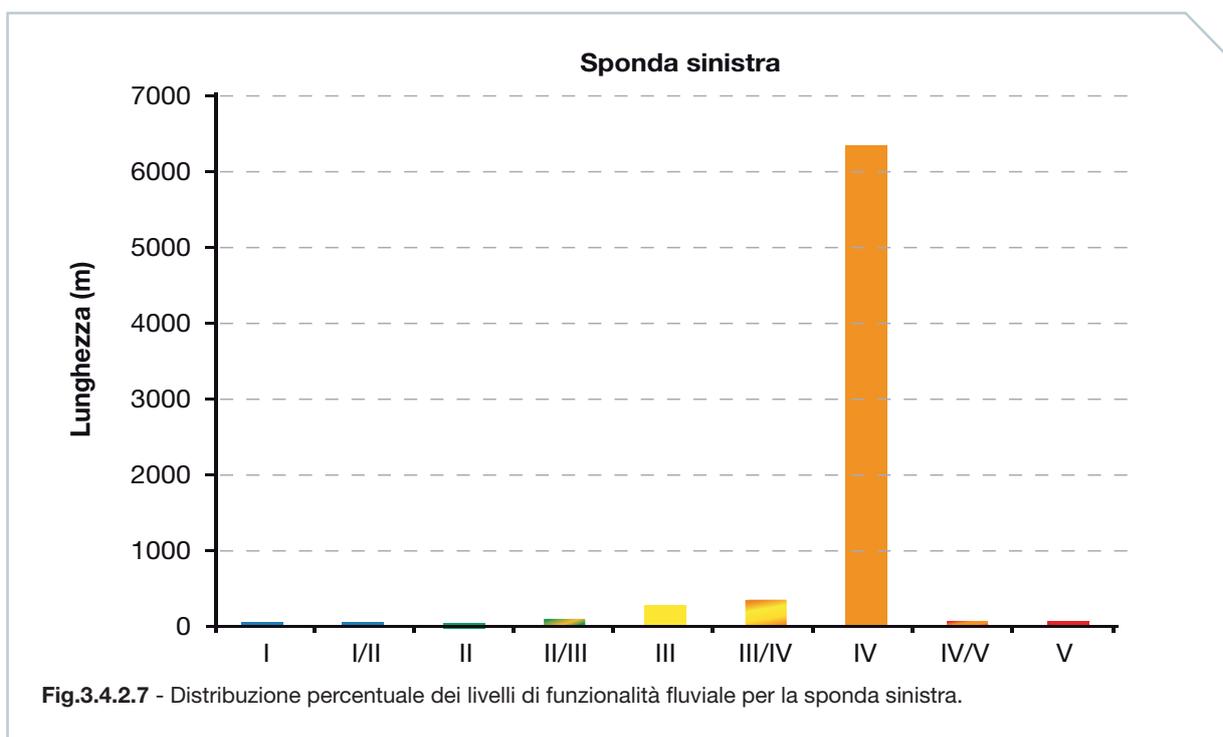
Torrente Teverone

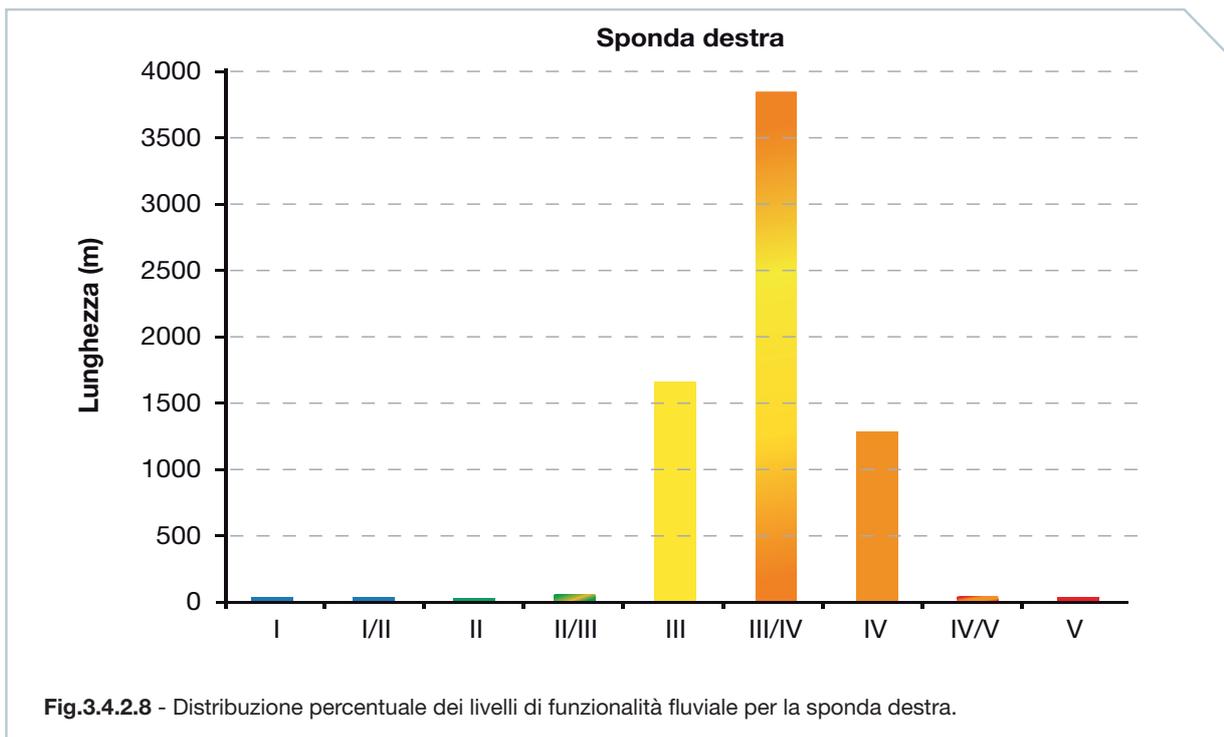
Le 15 schede compilate per il torrente Teverone corrispondono ad altrettanti tratti identificati nei Comuni di Bevagna e Montefalco, e precisamente dalla confluenza tra Marroggia e Tattarena fino all'ingresso del torrente Aleveolo.

La figura 3.4.2.6 evidenzia come lungo tutto il tratto esaminato prevalga un IV livello di funzionalità fluviale, equivalente ad un giudizio **scadente**. Tale livello presenta una frequenza percentuale piuttosto elevata, pari al 56%, a cui fa seguito un 30% corrispondente ad un giudizio mediocre-scadente (III/IV livello) e, infine, un 14% relativo ad un III livello (funzionalità mediocre).



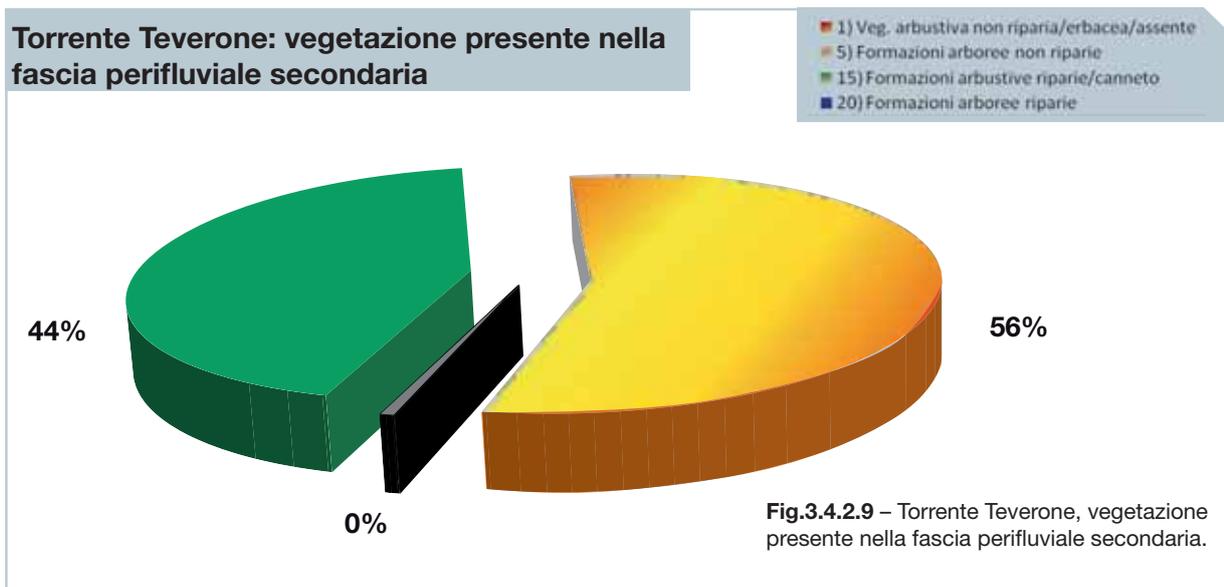
Dal grafico della distribuzione percentuale dei livelli IFF per singola sponda (Figg. 3.4.2.7. e 3.4.2.8), si deduce come nel Teverone prevalga un III/IV livello di funzionalità in sponda destra e un netto IV livello in sponda sinistra, dove si è osservata una più accentuata pressione antropica, con conseguente marcata alterazione idromorfologica.





Dall'analisi relativa alle alterazioni di funzionalità apportate da modifiche nell'utilizzo del territorio, si evince che il suolo circostante il Tevere subisce un intenso sfruttamento, che interferisce pesantemente con le dinamiche fluviali. In particolare, per i primi 150 m si rileva una forte presenza di aree antropizzate, comprendenti abitazioni e strutture produttive, mentre, per il restante tratto fluviale, in entrambe le sponde si segnala la presenza di coltivazioni intensive, che hanno inciso profondamente il territorio.

Nel Tevere, come nel Timia, la vegetazione si estende all'interno di un alveo canalizzato e arginato e, come evidenziato nei grafici sottostanti, l'area perfluviale è fortemente semplificata ed interessata in maniera preponderante da vegetazione arbustiva non riparia o erbacea o assente (56%), in particolare lungo la sponda sinistra. In destra idrografica si registra un maggiore sviluppo di fragmiteto e tifeto, utile a garantire, almeno in parte, la funzionalità della fascia perfluviale.



Torrente Teverone: vegetazione presente nella fascia perifluviale secondaria delle due sponde

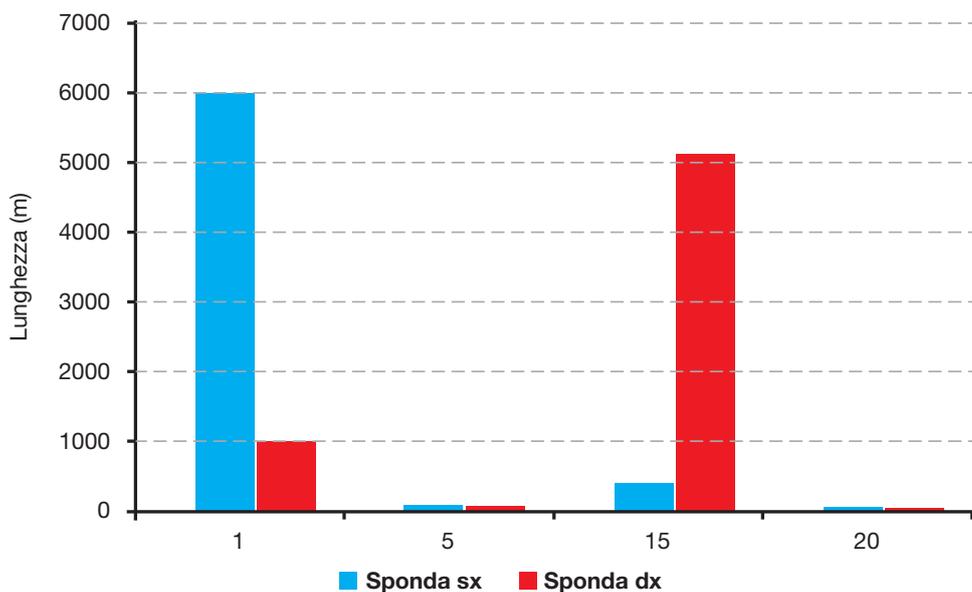


Fig.3.4.2.10 - Torrente Teverone, vegetazione presente nella fascia perifluviale secondaria delle due sponde.

Dall'elaborazione dei dati raccolti sull'*ampiezza della fascia di vegetazione perifluviale arborea ed arbustiva* si desume che oltre metà del tratto indagato non presenta fasce di vegetazione perifluviale (56%), mentre il 44% è caratterizzato da una fascia di vegetazione con ampiezza compresa tra 1 e 5 m (Fig. 3.4.2.11), localizzata soprattutto lungo la sponda destra.

Torrente Teverone: ampiezza della fascia di vegetazione perifluviale

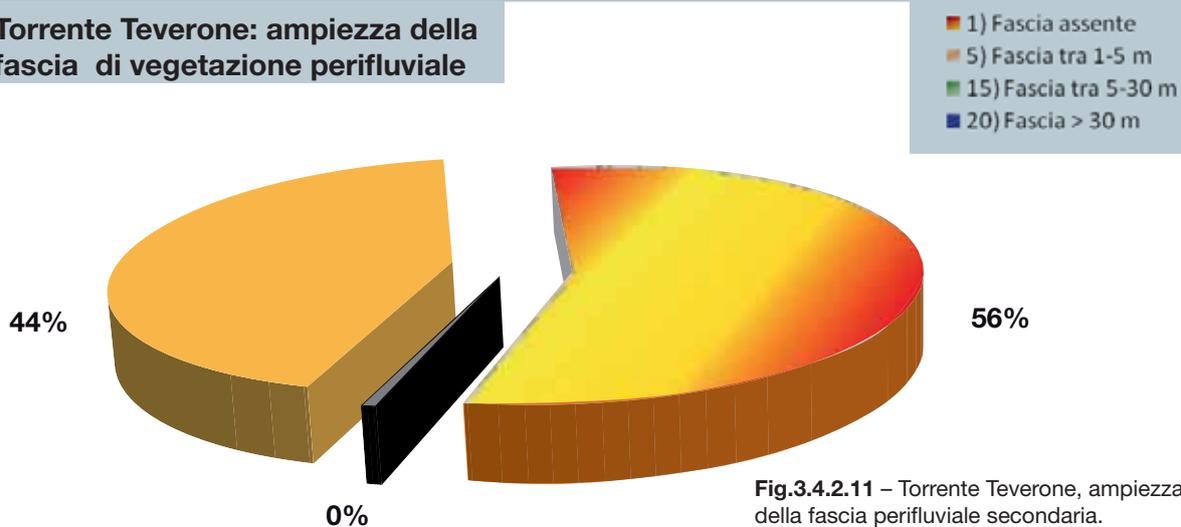


Fig.3.4.2.11 - Torrente Teverone, ampiezza della fascia perifluviale secondaria.

Torrente Teverone: ampiezza della fascia perfluviale delle due sponde

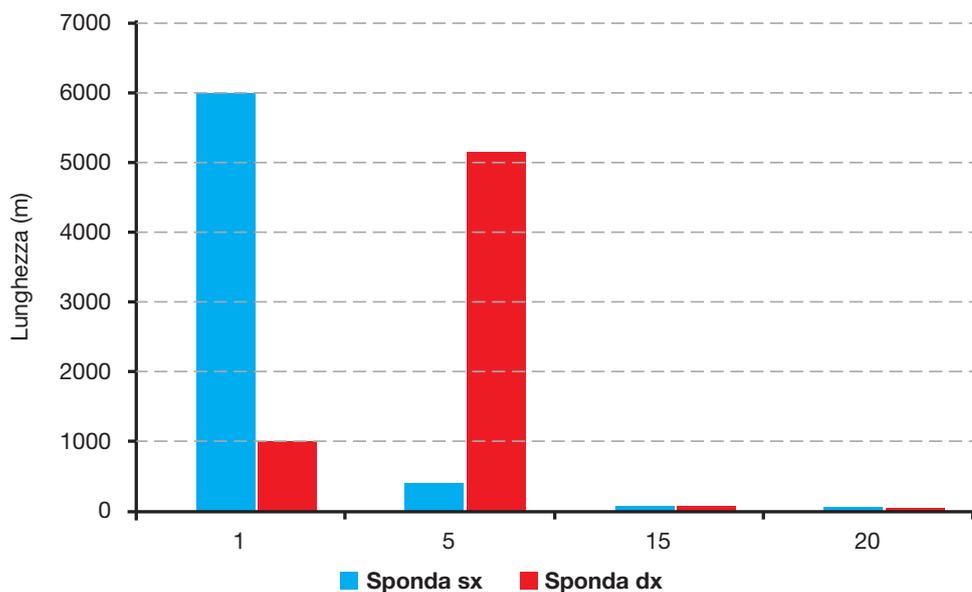


Fig.3.4.2.12 - Torrente Teverone, vegetazione presente nella fascia perfluviale secondaria delle due sponde.

Anche per quanto riguarda la *continuità* della vegetazione riparia (figure 3.4.2.13 e 3.4.2.14), si osserva come siano predominanti fasce con frequenti interruzioni o addirittura sia presente solo vegetazione erbacea (64%); solamente il 3% del tratto esaminato denota soluzione di continuità.

Nel dettaglio, la sponda sinistra è quella che presenta tratti con una percentuale maggiore di interruzioni frequenti della vegetazione o con la presenza di suolo nudo.

Torrente Teverone: vegetazione presente nella fascia perfluviale secondaria

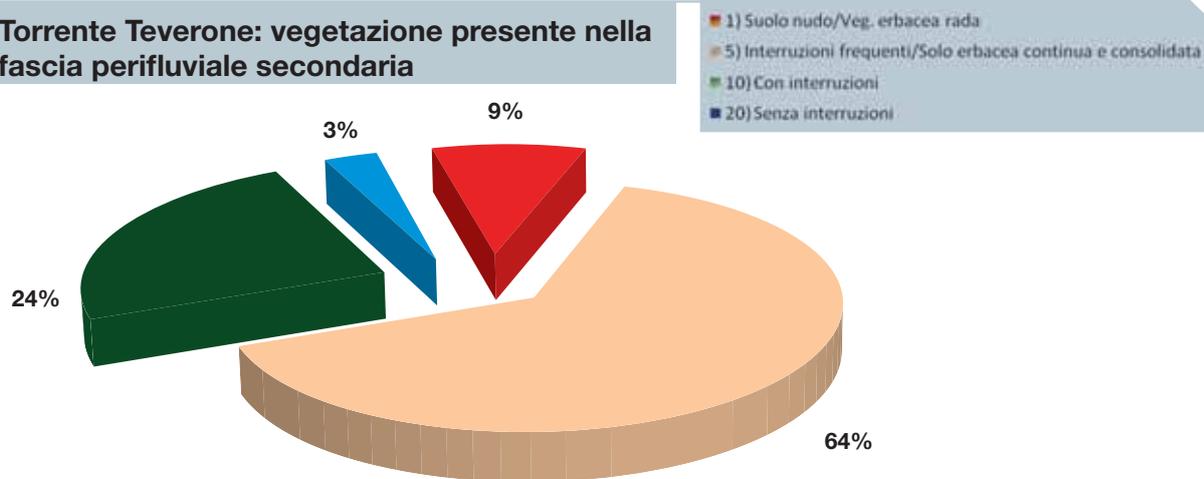


Fig.3.4.2.13 – Torrente Teverone, continuità della fascia di vegetazione perfluviale

Torrente Teverone: ampiezza della fascia perifluviale delle due sponde

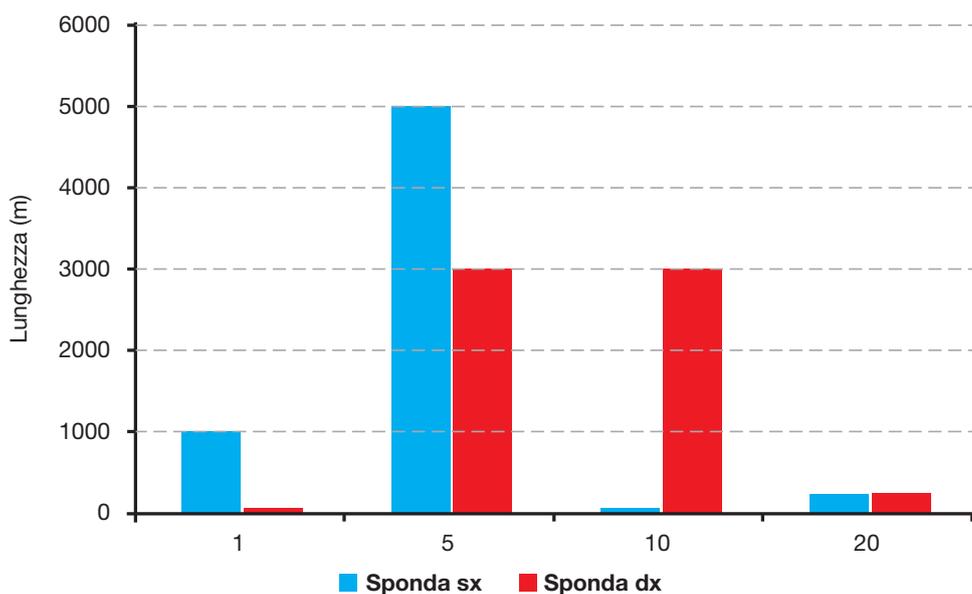


Fig.3.4.2.14 – Torrente Teverone, continuità della fascia di vegetazione perifluviale delle due sponde.

Per ciò che concerne la dinamica idrologica del torrente Teverone, i tratti indagati risultano caratterizzati da portate giornaliere stabili, fluttuazioni stagionali regolari e alveo di morbida inferiore al triplo dell'alveo bagnato. La situazione è praticamente analoga a quella già descritta per il fiume Timia.

Le rive del torrente Teverone (figg. 3.4.2.15, 3.4.2.16) sono caratterizzate, per la maggior parte del tratto esaminato (68%), o da un sottile strato erboso (38%), in cui la diversità ambientale è fortemente ridotta, o dall'assenza totale di vegetazione. Solo un terzo del corso d'acqua è rappresentato da rive ricoperte da erbe e arbusti, che garantiscono una maggiore ricchezza di habitat. Da sottolineare che è soprattutto la sponda sinistra quella interessata dall'assenza di vegetazione lungo la riva, soprattutto per la presenza di palizzate (fig. 3.4.2.17). La riva destra risulta invece occupata per l'86,6% da un sottile strato erboso, incapace anch'esso di fornire quell'eterogeneità spaziale necessaria all'insediamento di una strutturata cenosi macrobentonica.

Torrente Teverone: conformazione delle rive

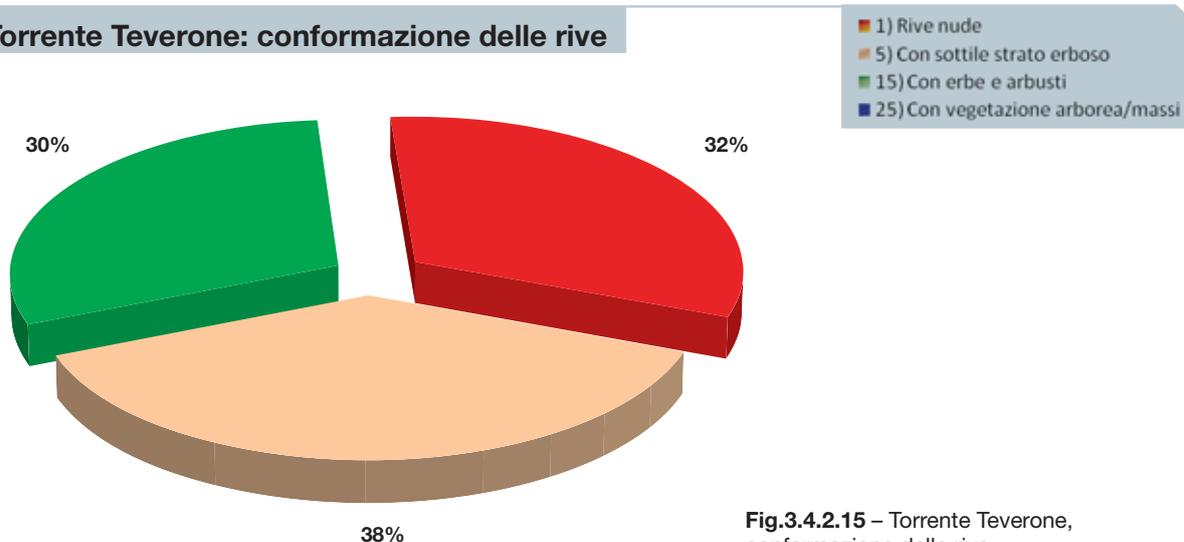


Fig.3.4.2.15 – Torrente Teverone, conformazione delle rive.

Torrente Teverone: conformazione delle rive

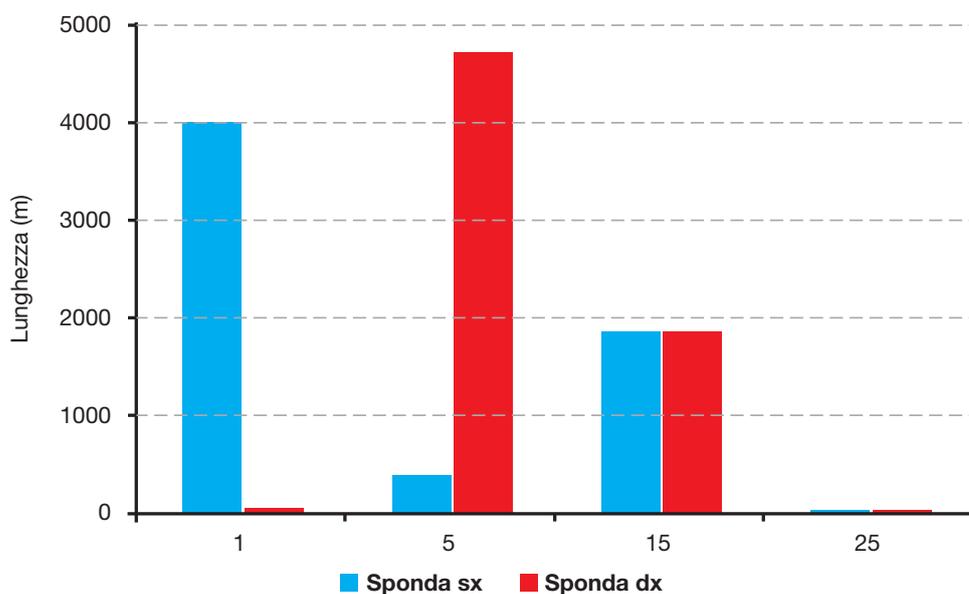


Fig.3.4.2.16 – Torrente Teverone, conformazione delle rive delle due sponde.



Fig. 3.4.2.17 – Consolidamento della sponda sinistra del torrente Teverone con palizzate.

Lungo il suo percorso il torrente Teverone presenta fasce di canneto e idrofite che costituiscono il 65% delle strutture presenti in alveo (*strutture di ritenzione degli apporti trofici*) e che rappresentano una componente essenziale per il trattenimento della materia organica superficiale e di quella depositata sul fondo. Tale capacità retentiva si rivela di massima importanza per la ciclizzazione dell'energia nella rete trofica del torrente, favorendo, inoltre, un maggiore potere autodepurante del sistema acquatico. Il 32% delle strutture ritentive presenti è caratterizzata da idrofite poco estese, che solo parzialmente riescono a trattenere la sostanza organica. (Fig. 3.4.2.18).

Torrente Teverone: strutture di ritenzione degli apporti trofici

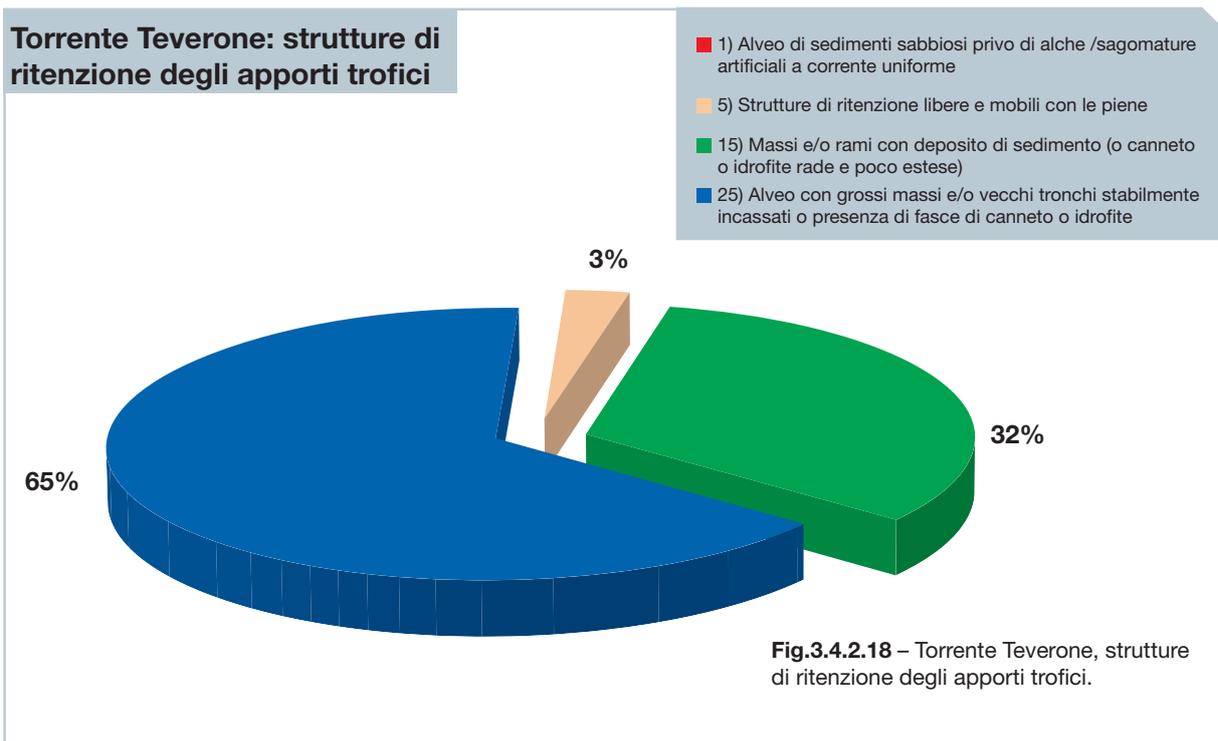


Fig.3.4.2.18 – Torrente Teverone, strutture di ritenzione degli apporti trofici.

Come per il fiume Timia, per la valutazione relativa ai processi erosivi in atto lungo l'asta del Teverone, sono state prese in considerazione sia la presenza di canalizzazione dell'alveo sia la costruzione di palizzate lungo le sponde, che hanno portato all'attribuzione del punteggio minimo per questo parametro. A conferma di ciò, l'osservazione delle caratteristiche strutturali del profilo trasversale del Teverone (*sezione trasversale*) ha evidenziato come questi interventi di consolidamento spondale, pur lasciando un residuo di naturalità, non permettono la realizzazione di una varietà abitativa adeguata alla strutturazione di una biocenosi composita e stabile. Ciò determina una banalizzazione della rete trofica, che non è in grado di adattarsi prontamente alle variazioni periodiche di carico organico, comportando quindi una scarsa capacità depurante e, di conseguenza, una ridotta funzionalità ecologica del torrente.

Dall'esame della stabilità del substrato del Teverone risulta che oltre l'80% delle strutture presenti sul fondo sono a tratti mobili (*struttura del fondo dell'alveo*), mentre il 20% sono da considerarsi facilmente mobile. Ciò contribuisce ad accentuare i fenomeni di *drift*, che costituiscono un notevole ostacolo alla colonizzazione della fauna macrobentonica, non consentendole una regolare zonizzazione longitudinale del corso d'acqua. Per quanto riguarda la diversità idromorfologica del Teverone, questo, come il fiume Timia, presenta un corso raddrizzato e inesistenza di meandri, raschi e pozze. L'assenza di elementi morfologici atti a favorire l'ossigenazione delle acque e una maggior produzione di biomassa (raschi), così come di quelli utili per immagazzinare riserve di materia organica (pozze), determina un'impoverimento del mosaico abitativo e una limitazione al flusso energetico del sistema. Inoltre, la mancanza di dislivelli come quelli che naturalmente si stabiliscono in una sequenza *riffle-pool*, riducono drasticamente gli scambi verticali di materia.

Lungo il letto fluviale, è stata osservata la predominanza di un'estensione perifitica discreta o poco sviluppata e, d'altra parte, una significativa presenza di macrofite tolleranti (65%) (Fig.3.4.2.19). L'esiguità della comunità perifitica si riflette sull'azione depurativa delle acque, alla base dell'equilibrio dell'intero ecosistema fluviale, inducendo nel sistema un rallentamento del ricircolo organico e un maggior impegno da parte dei livelli trofici superiori.

Torrente Teverone: componente vegetale in alveo bagnato

- 1) Periphyton spesso e/o elevata copertura di macrofite tolleranti
- 5) Periphyton discreto o poco sviluppato con significativa copertura di macrofite tolleranti
- 10) Periphyton discreto con scarsa copertura di macrofite tolleranti o scarsamente sviluppato con limitata copertura di macrofite tolleranti
- 15) Periphyton poco sviluppato e scarsa copertura di macrofite tolleranti

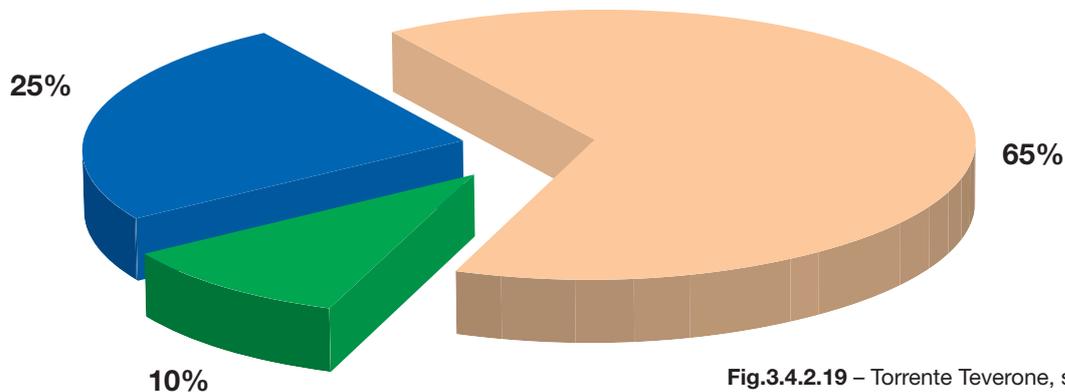


Fig.3.4.2.19 – Torrente Teverone, strutture di ritenzione degli apporti trofici.



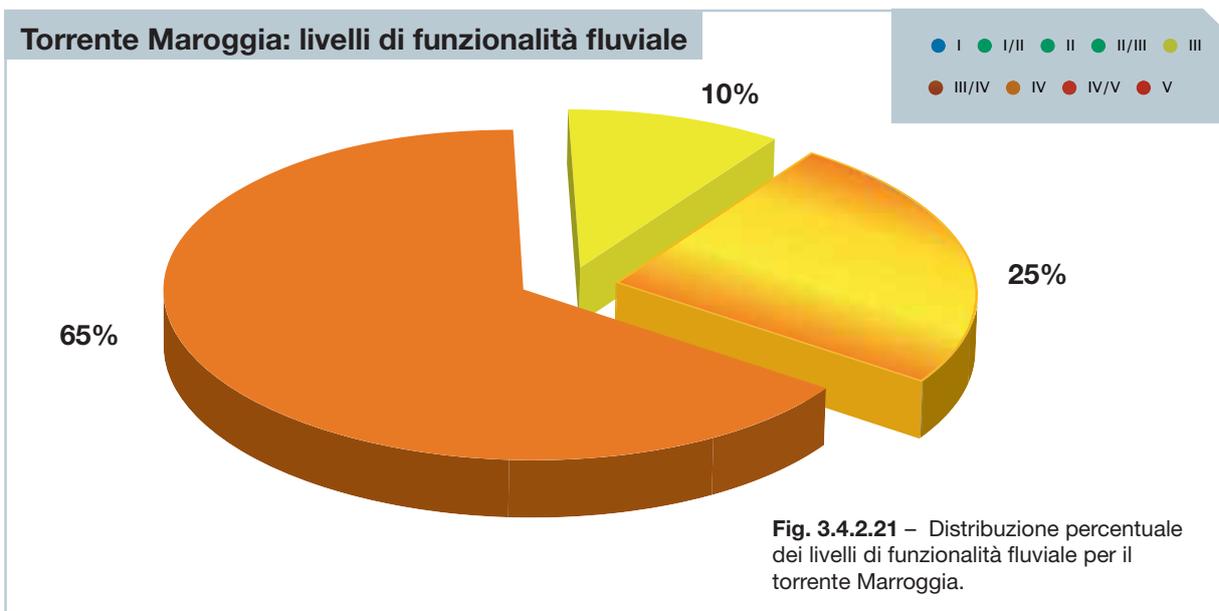
Fig. 3.4.2.20 – Torrente Teverone: componente vegetale in alveo.

La valutazione della capacità demolitrice della comunità macrobentonica ha rivelato che per oltre il 66% la componente detritica prevalente è quella polposa, seguita da un 33% circa di materiale misto fibroso-polposo (*detrito*). Ciò evidenzia un'intensa attività batterica a scapito di quella macrobentonica, segnale di un marcato squilibrio della rete trofica, nonché del bilancio negativo tra carico trofico e capacità demolitiva della comunità. L'indagine relativa alla struttura e composizione degli organismi che colonizzano il fondo del torrente, infatti, ha messo in evidenza come la mancanza di eterogeneità spaziale, conseguenza della banalizzazione delle nicchie trofiche, abbiano determinato la presenza di una fauna poco diversificata, in cui prevalgono *taxa* eurici, tolleranti all'inquinamento di origine organica. Tale condizione comporta una netta riduzione della capacità autodepurativa del corso d'acqua, con conseguente compromissione della funzionalità fluviale e della qualità ambientale.

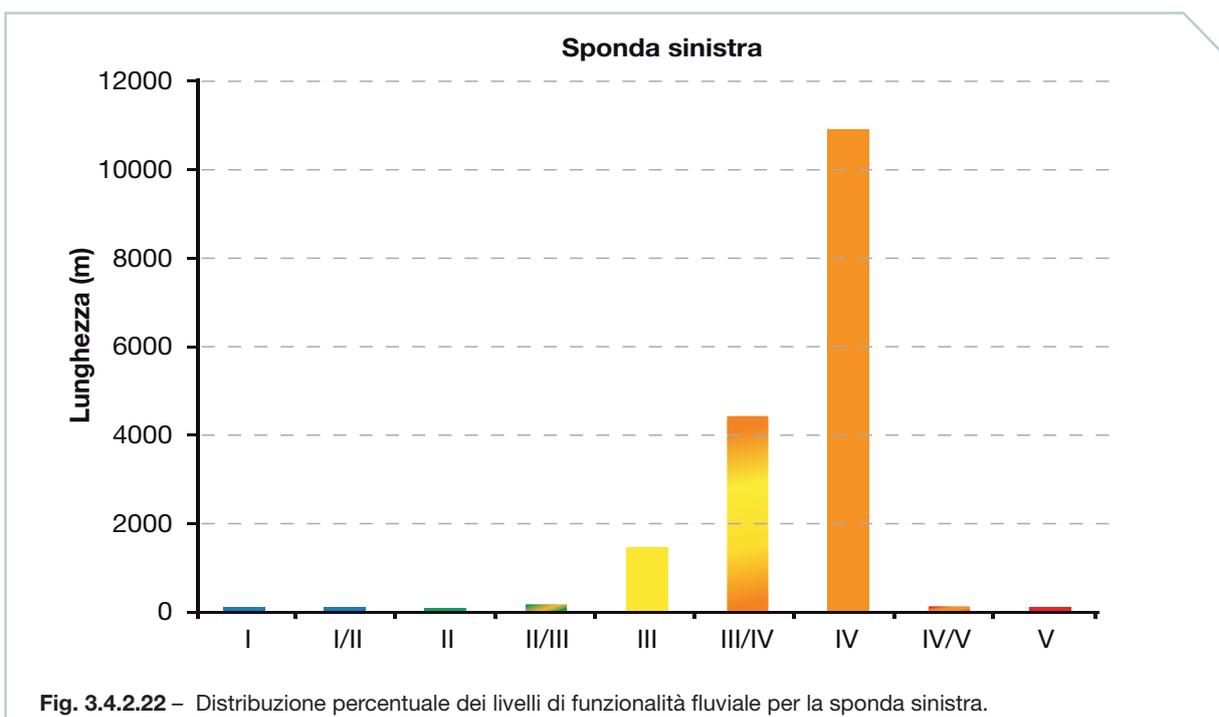
Torrente Marroggia

Per il torrente Marroggia sono state compilate 44 schede, corrispondenti ad altrettanti tratti omogenei identificati nel corso dell'indagine.

La figura 3.4.2.21 evidenzia come lungo tutto il tratto esaminato prevalga un IV livello di funzionalità fluviale, corrispondente ad un giudizio **scadente**. Tale livello presenta una frequenza percentuale molto elevata, pari al 65%, a cui fa seguito un 25% corrispondente ad un livello III-IV (giudizio mediocre-scadente) e un 10% pari ad un III livello (giudizio mediocre). Va sottolineato il fatto che nel torrente Marroggia, per un tratto di circa 15 km, non è stato possibile applicare l'indice in quanto l'alveo è stato trovato in secca durante il periodo dell'indagine.



Le figure 3.4.2.22 e 3.4.2.23 mostrano la distribuzione percentuale dei livelli IFF per singola sponda. Complessivamente si osserva una situazione speculare tra sponda destra e sponda sinistra, dal momento che, in entrambi i casi, prevale il IV livello di funzionalità, seguito, in percentuali simili, dagli altri due livelli.



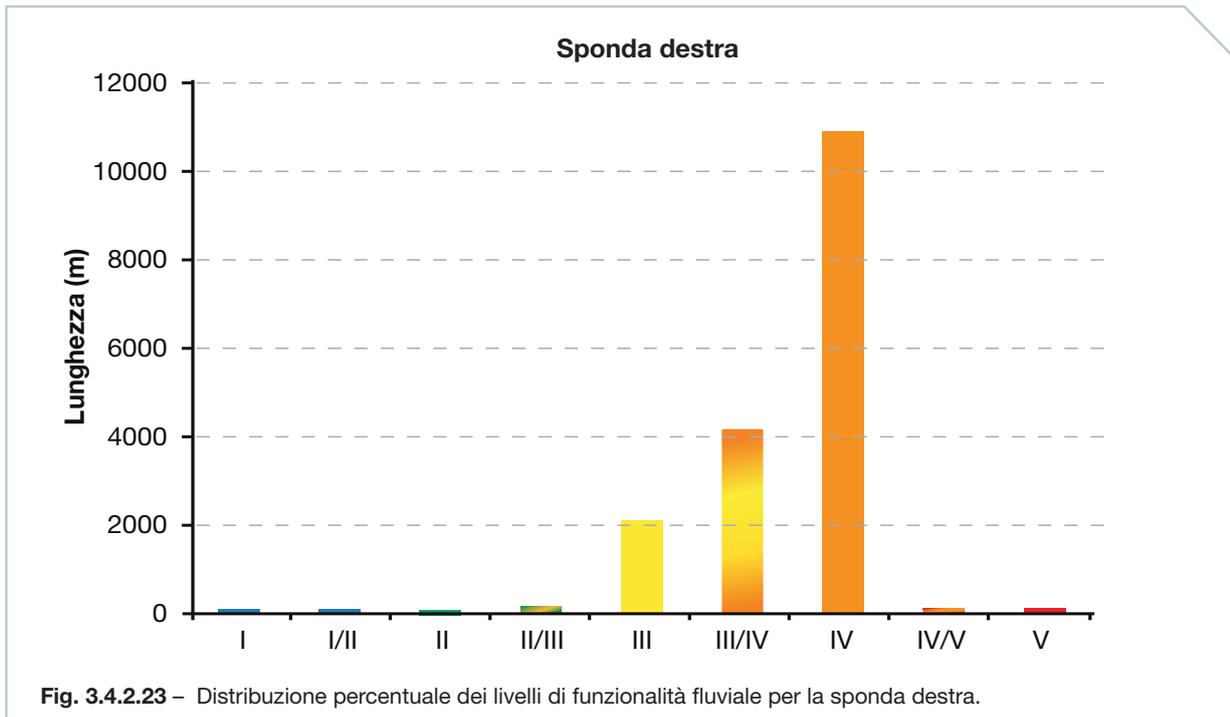


Fig. 3.4.2.23 – Distribuzione percentuale dei livelli di funzionalità fluviale per la sponda destra.

Il torrente Marroggia scorre in un territorio caratterizzato prevalentemente da un'urbanizzazione rada e da coltivazioni intensive (figura 3.4.2.24, *stato del territorio circostante*), che interessano oltre 15 Km della sponda sinistra e oltre 10 Km della sponda destra. Quest'ultima, inoltre, è interessata per un ampio tratto anche dalla presenza di aree urbanizzate. Tale situazione determina un mutamento della fisionomia del torrente e del territorio circostante, banalizzando l'ambiente e riducendo, quindi, la biodiversità vegetale ed animale.

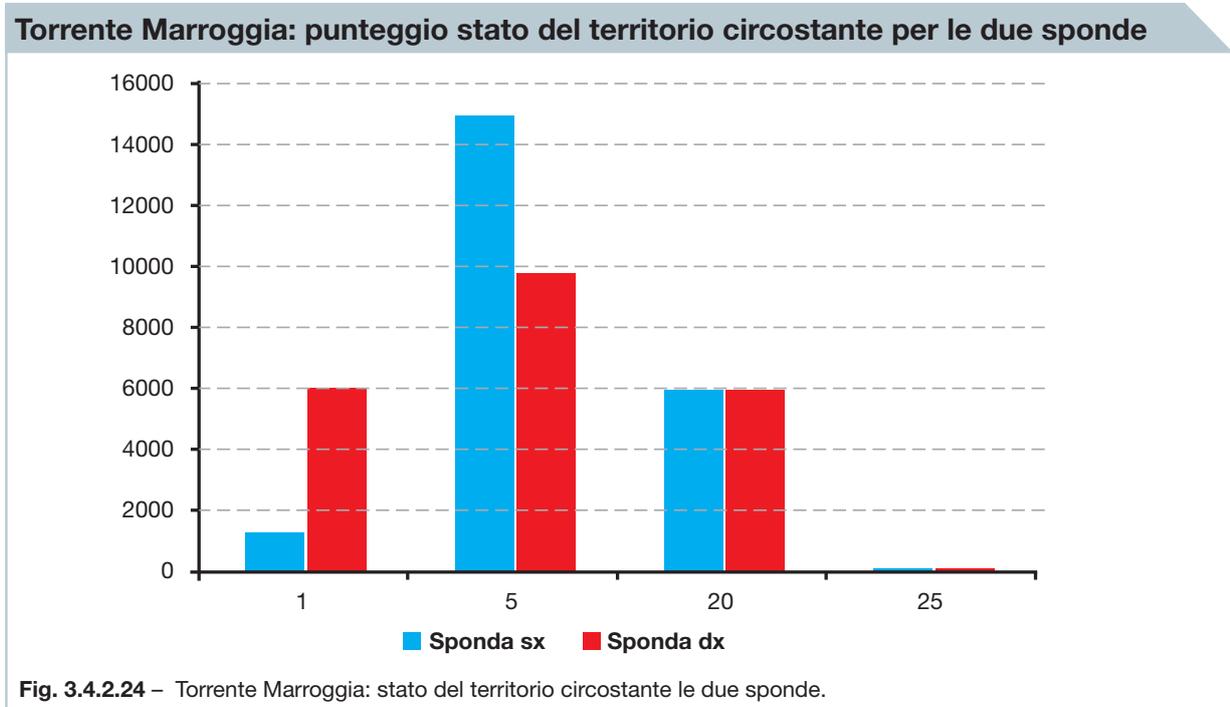


Fig. 3.4.2.24 – Torrente Marroggia: stato del territorio circostante le due sponde.

Dalla valutazione delle caratteristiche vegetazionali presenti nella sezione di territorio che lungo il Marroggia si trova subito all'esterno dell'alveo di morbida (*vegetazione presente nella fascia perfluviale secondaria*), si evidenzia che il 65% del corso d'acqua è caratterizzato dalla presenza di vegetazione arbustiva non riparia erbacea o assente, sviluppatasi all'interno di arginature; il 20% della fascia spondale è ricoperta da canneto e il 15% da formazioni arboree riparie, concentrate soprattutto nei tratti più a monte.

Torrente Marroggia: vegetazione presente nella fascia perfluviale secondaria

- 1) Vegetazione arbustiva non riparia/erbacea/assente
- 5) Formazioni arboree non riparie
- 15) Formazioni arbustive riparie/canneto
- 20) Formazioni arboree riparie

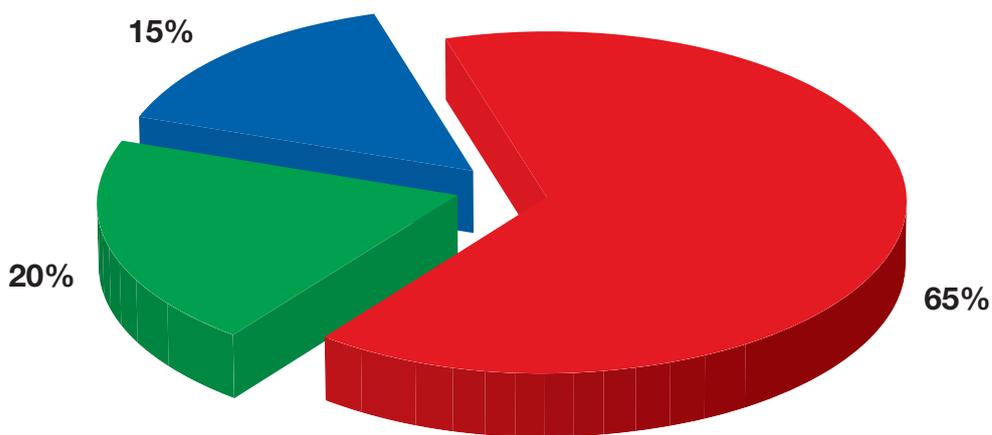


Fig. 3.4.2.25 – Torrente Marroggia: vegetazione presente nella fascia perfluviale secondaria.

Torrente Marroggia: vegetazione presente nella fascia perfluviale secondaria delle due sponde

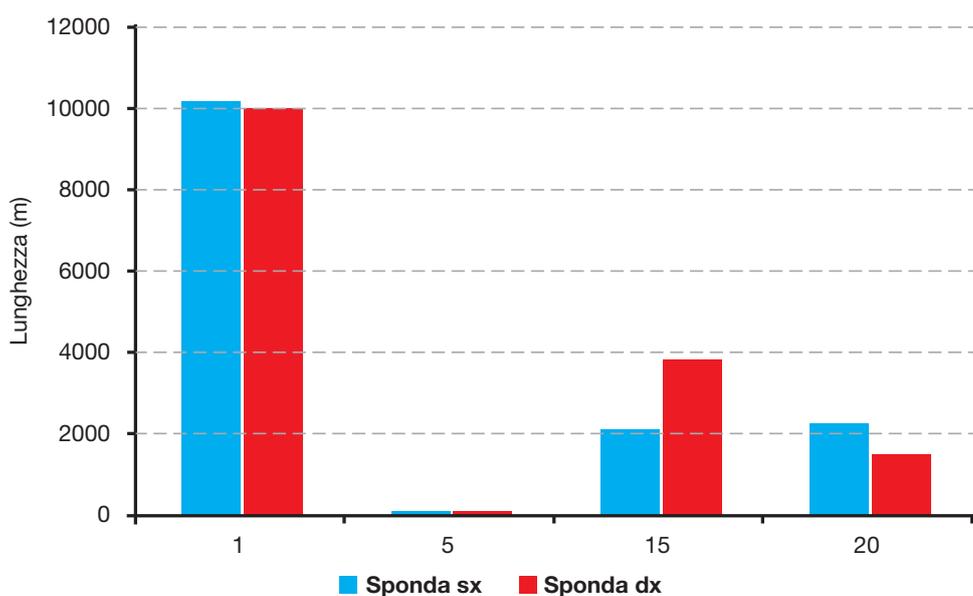
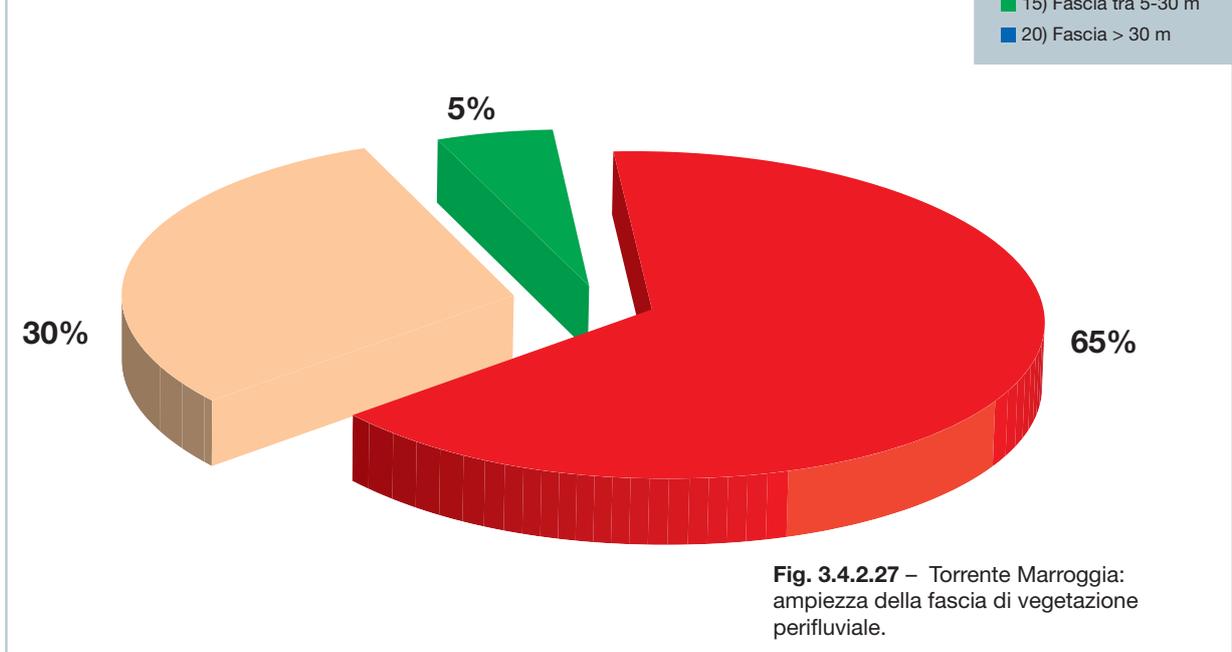


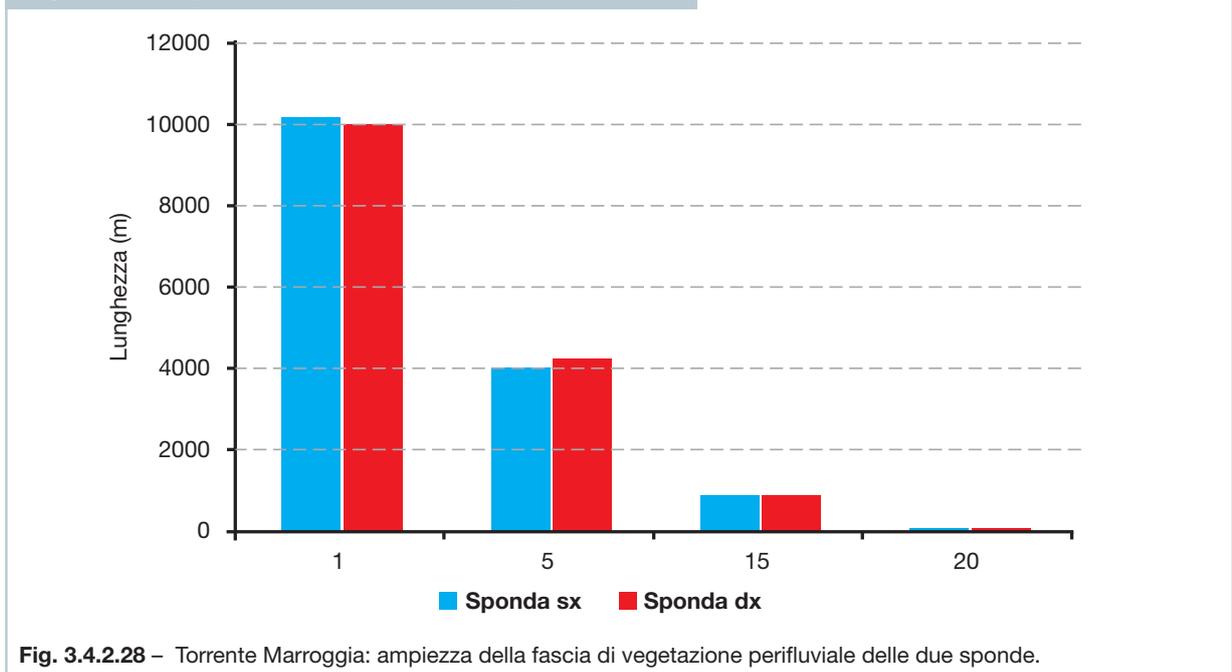
Fig. 3.4.2.26 – Torrente Marroggia: vegetazione presente nella fascia perfluviale secondaria delle due sponde.

Quando presente, la fascia di vegetazione perifluviale è caratterizzata da un'ampiezza compresa tra 1-5 m nel 30% dei casi, comunque non sufficiente per il mantenimento di livelli di funzionalità accettabili, mentre solo il 5% del tratto esaminato presenta fasce con ampiezza compresa tra 5-30 m (figg. 3.4.2.27, 3.4.2.28). In particolare, la sponda sinistra è quella che risulta priva di formazioni vegetali per il 62,5% della lunghezza, mentre per il 35% mostra una fascia di ampiezza tra 1-5 m e per il 2,5% tra 5-30 m. Molto simile la situazione riscontrata in sponda destra.

Torrente Marroggia: ampiezza della fascia di vegetazione perifluviale



Torrente Marroggia: ampiezza della fascia di vegetazione perifluviale delle due sponde



Per quanto riguarda la *continuità* della vegetazione riparia (figure 3.4.2.29 e 3.4.2.30), si osserva come siano predominanti fasce con frequenti interruzioni o addirittura sia presente solo vegetazione erbacea (continua e consolidata). Solo nel 4% dei tratti monitorati si rilevano fasce di vegetazione arborea o arbustiva senza interruzioni significative, per lo più concentrate lungo la sponda destra.

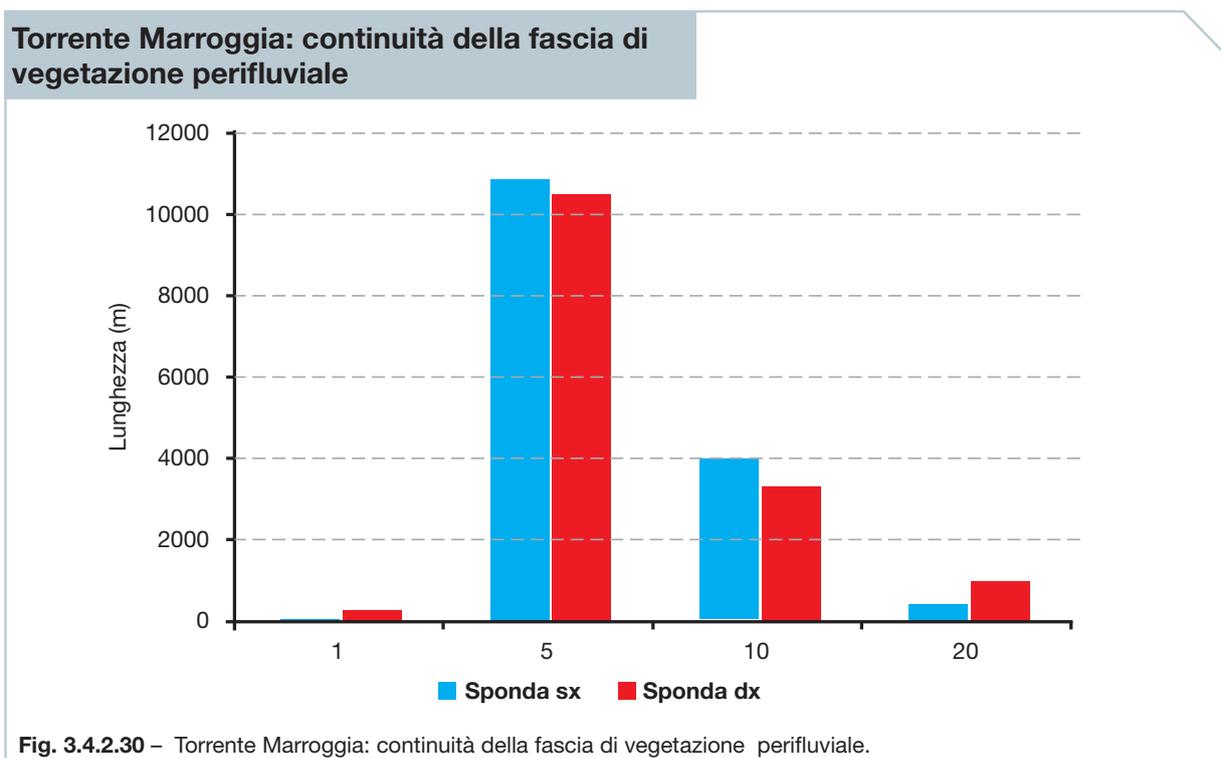
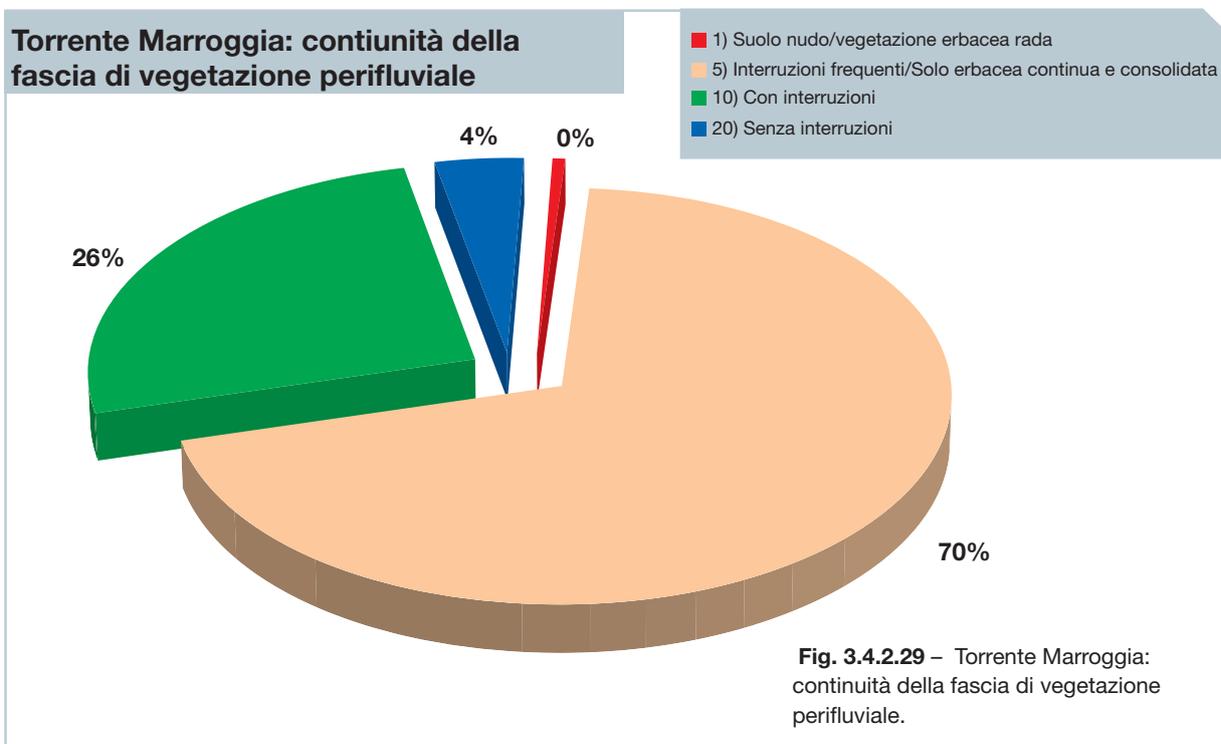
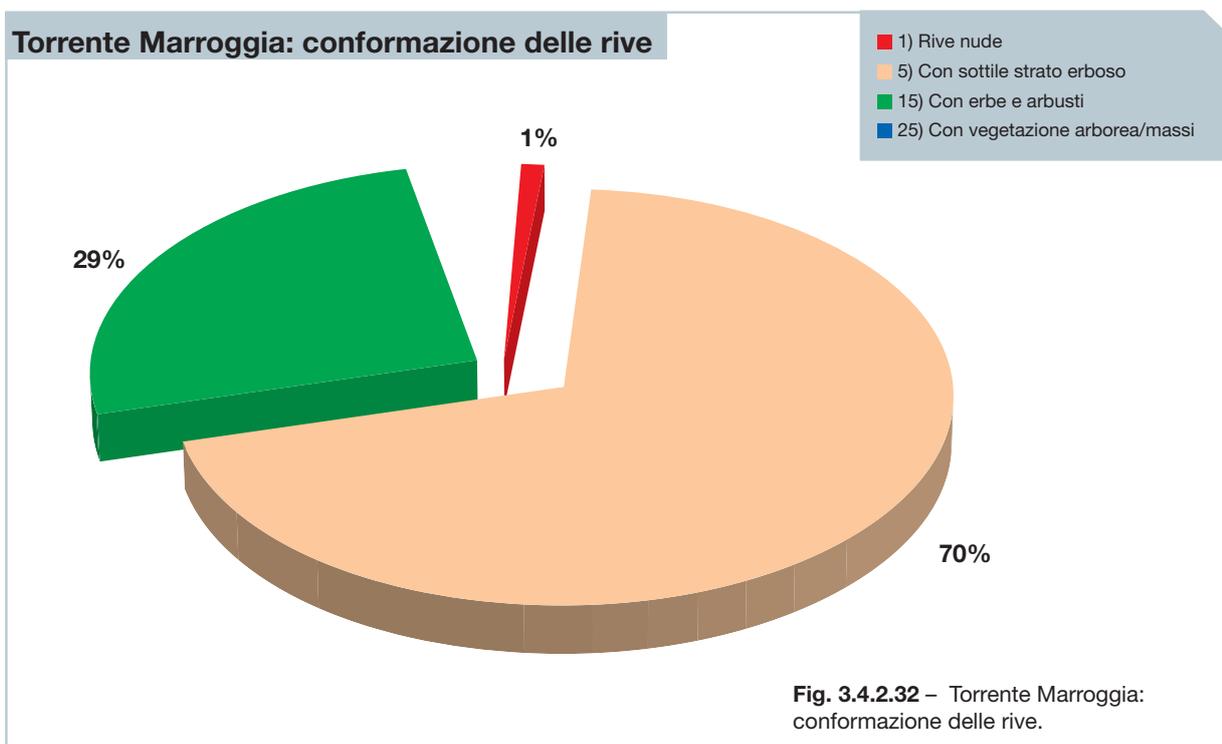




Fig. 3.4.2.31 – Torrente Marroggia: a) assenza di vegetazione perifluviale lungo le sponde; b) vegetazione perifluviale arborea lungo uno delle due sponde.

Il torrente Marroggia presenta un regime idrologico irregolare procedendo da monte a valle. La portata del tratto vallivo, infatti, grazie soprattutto all’emissione di scarichi e alla probabile presenza di risorgive, risulta sufficientemente costante con moderate fluttuazioni stagionali e alveo di morbida inferiore al triplo dell’alveo bagnato. Anche in questo caso, come per il fiume Timia ed il torrente Teverone, l’attribuzione del punteggio massimo non è ascrivibile ad una “buona” portata, ma piuttosto alla presenza di difese spondali che garantiscono un alveo di morbida costantemente bagnato. Dalla località di S. Giacomo, e precisamente a monte dell’impianto di Camposalese, fino a valle della diga di Arezzo, si osserva, invece, un andamento idrologico tipicamente torrentizio e caratterizzato da fluttuazioni di portata e lunghi tratti di secca, che si protraggono per gran parte dell’anno, dovuti sia alla scarsità di precipitazioni sia allo scorrimento in subalveo.

Il rilievo della caratterizzazione ripariale ha denotato che per il 70% del suo percorso il Marroggia presenta un sottile strato erboso, per il 29% è coperto da erbe e arbusti e per l’1% mostra rive nude. Come già evidenziato per gli altri torrenti, l’assenza di rive con strutture morfologiche diversificate non favorisce l’instaurarsi di una varietà di microhabitat per le biocenosi animali e vegetali.



Torrente Marroggia: conformazione delle rive

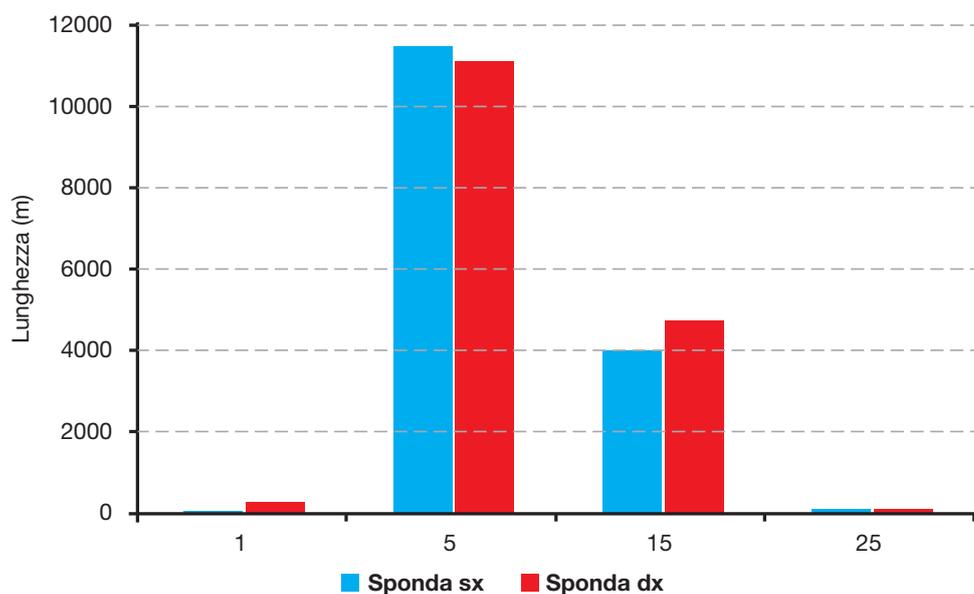


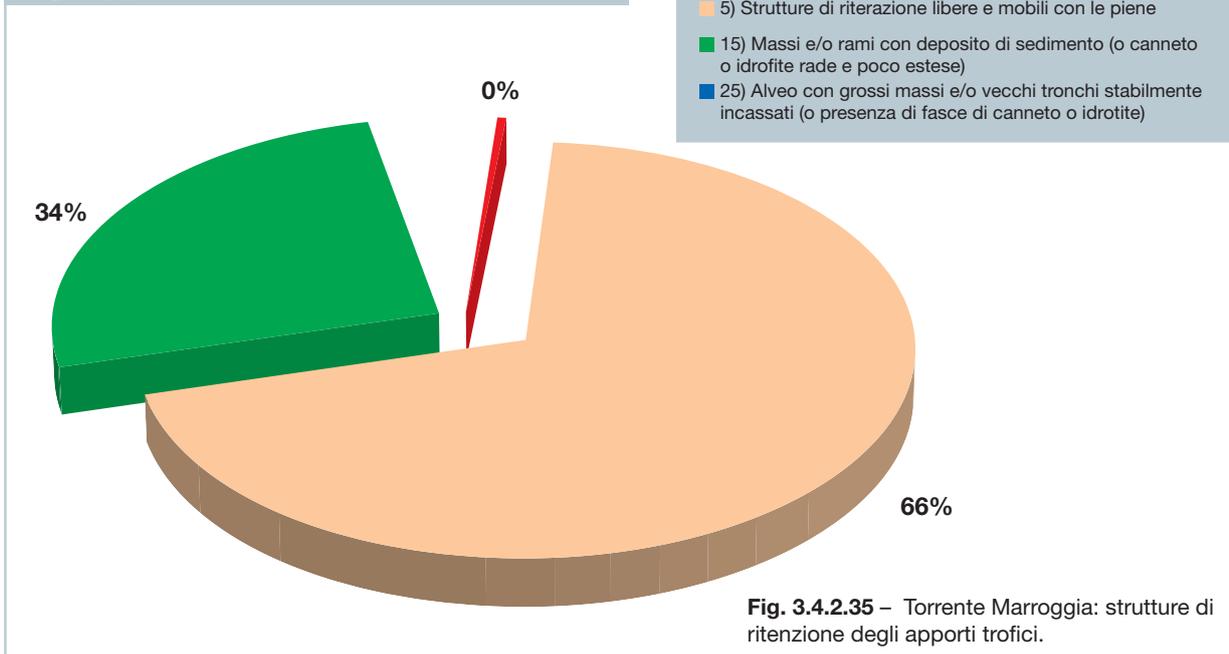
Fig. 3.4.2.33 – Torrente Marroggia: conformazione delle rive nelle due sponde.



Fig. 3.4.2.34 – Torrente Marroggia: a) esempio di sponda priva di copertura vegetale; b) tratto fluviale con rive caratterizzate da un'alternanza di erbe e arbusti.

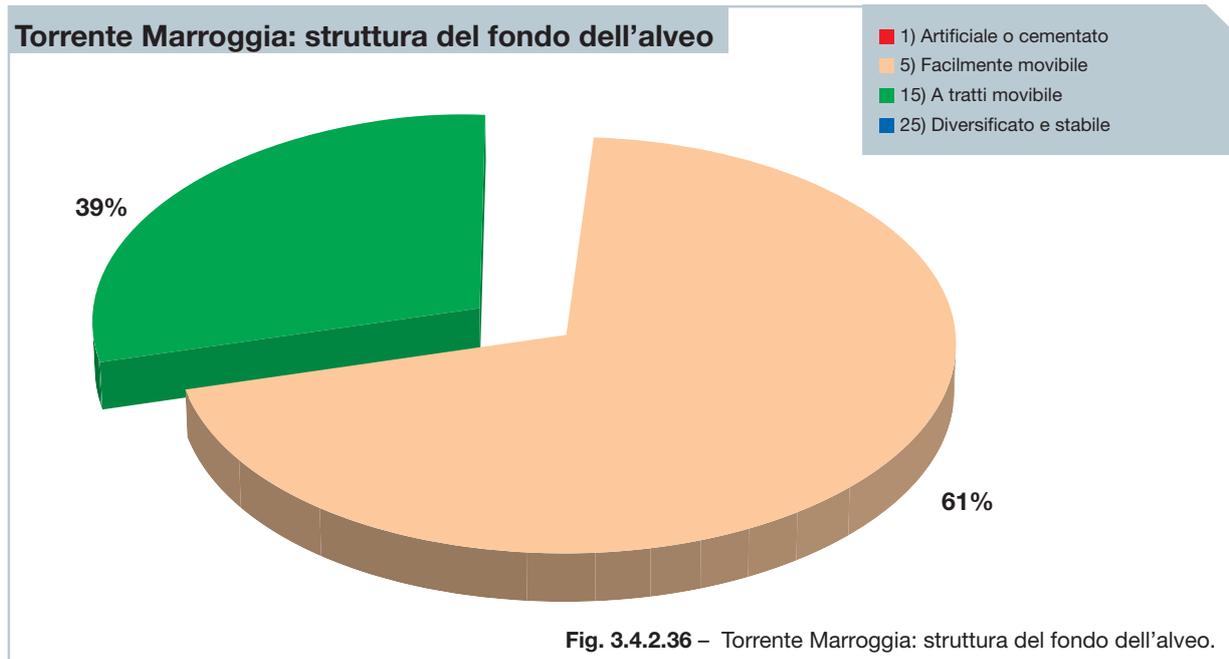
Il rilevamento della capacità di accumulo della sostanza organica da parte del sistema acquatico del Marroggia (*strutture di ritenzione degli apporti trofici*), ha evidenziato che il 66% dell'alveo reca strutture di ritenzioni libere e mobili con le piene, indice questo di una scarsa efficacia ritentiva del torrente. Il 34% del corso d'acqua risulta, altresì, occupato da massi e/o rami con deposito di sedimento (o canneto o idrofite rade e poco estese), che solo parzialmente sono in grado di trattenere il carico organico e permettere, in tal modo, il ricircolo dei nutrienti e la ciclizzazione dell'energia all'interno della rete trofica.

Torrente Marroggia: struttura di ritenzione degli apporti trofici



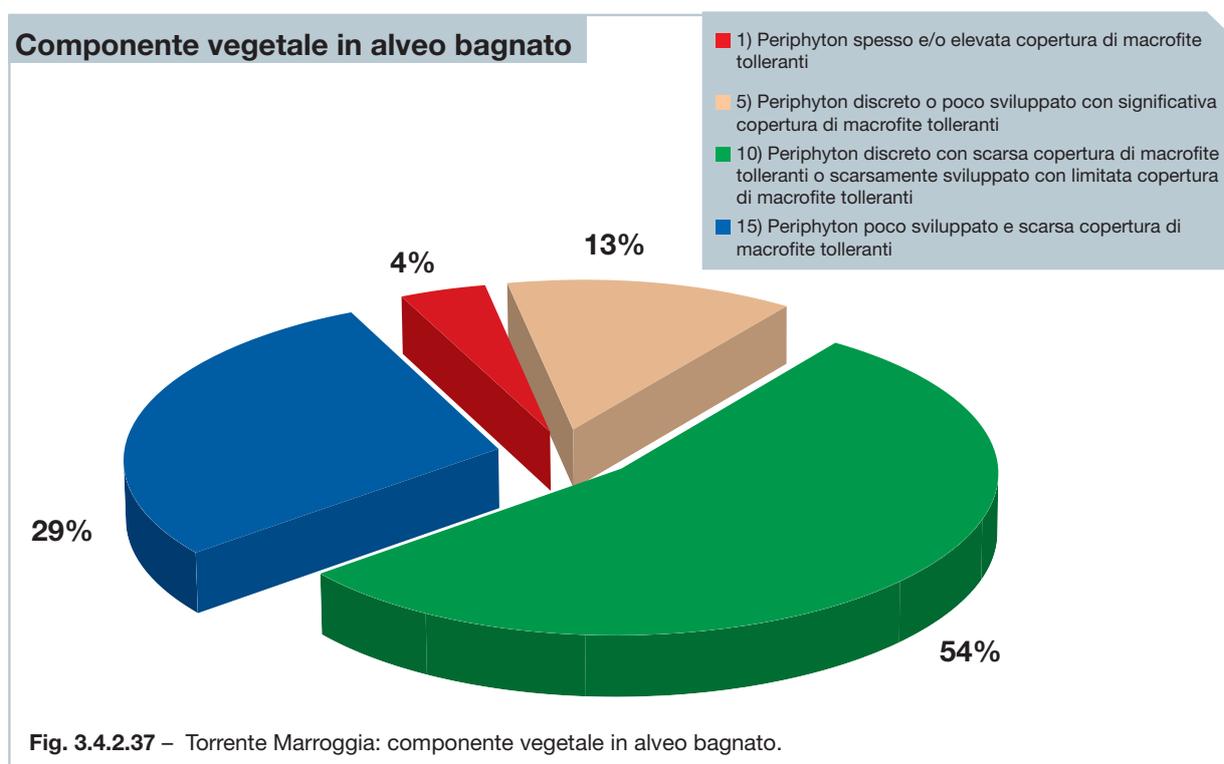
Anche nel caso del torrente Marroggia, per la valutazione dei processi erosivi, le opere di artificializzazione dell'alveo hanno condizionato l'attribuzione del punteggio relativo a questo parametro. Ciò viene confermato dalla condizione di artificializzazione della *sezione trasversale* (artificiale con qualche elemento naturale), dove le opere di canalizzazione dell'alveo realizzate negli anni hanno prodotto lo snaturamento dell'ambiente fluviale, con conseguente depauperamento delle nicchie ecologiche a disposizione di flora e fauna acquatica. Dall'analisi della composizione del letto fluviale (*Struttura del fondo dell'alveo*), si evince una marcata instabilità del fondo del torrente, che per il 61% appare "facilmente mobile", mentre per il 39% si presenta "a tratti mobile". Tale dinamicità del substrato determina nel Marroggia una maggior incidenza di eventi di *drift* e, quindi, l'impossibilità di disporre di un mosaico abitativo diversificato e in grado di strutturare una complessa rete trofica, presupposto fondamentale per realizzare un sistema acquatico in equilibrio (fig. 3.4.2.36).

Torrente Marroggia: struttura del fondo dell'alveo



L'eterogeneità idromorfologica del Marroggia risulta mortificata per il 53% del suo corso dalla rettificazione dell'alveo, che provoca per un lungo tratto la completa assenza di *meandri, raschi e pozze*. Solamente per il 47% il torrente è interessato da una maggior naturalità del suo percorso riconoscibile nell'andamento lievemente più sinuoso e nella presenza di "lunghe pozze che separano corti raschi o viceversa pochi meandri", non in grado, comunque, di garantire un turnover di sostanza organica sufficiente a stabilire una costante ciclizzazione dei nutrienti ai diversi livelli trofici.

Per quanto riguarda la *componente vegetale in alveo bagnato*, si è potuta rilevare come l'alveo del torrente Marroggia sia caratterizzato, per gran parte del tratto preso in esame, da uno scarso rivestimento perifitico e da limitata copertura di macrofite tolleranti (fig. 3.4.2.37).



Il dato relativo alla frazione *detritica* appare direttamente correlato alla valutazione relativa alla struttura della comunità macrobentonica. Infatti, il prevalere di frammenti polposi (80%) a scapito di quelli vegetali, considerati assenti, e della componente mista fibroso-polposa (5%), conferma lo sbilanciamento che si constata all'interno della catena trofica, ove predominano organismi tolleranti ad habitat anossici e ricchi di carico organico. A riprova di ciò, è da segnalare la presenza di detrito anaerobico per il 15% dell'intera componente detritica (fig. 3.4.2.38).

Torrente Marroggia: struttura del fondo dell'alveo

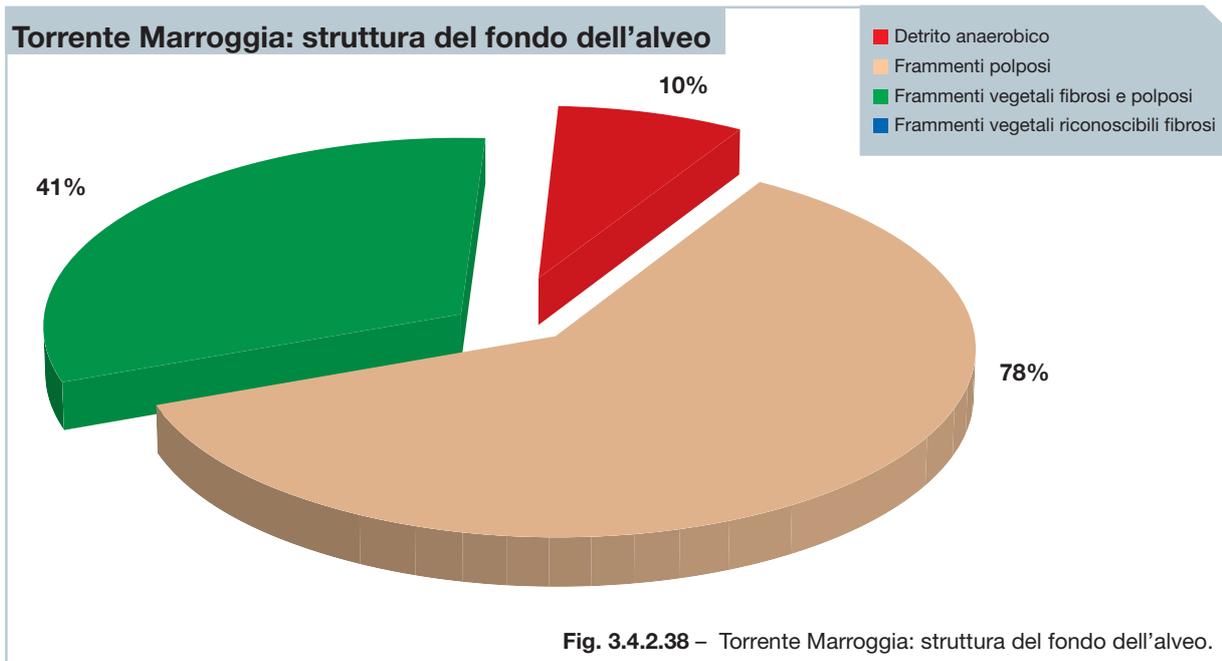


Fig. 3.4.2.38 – Torrente Marroggia: struttura del fondo dell'alveo.

Per quanto riguarda l'indagine sulla bentofauna del Marroggia, infine, si fa riferimento all'analisi IBE condotta su 6 stazioni del torrente, per la quale si è registrata l'assenza di una comunità bentonica strutturata e che risulta caratterizzata da pochi *taxa* piuttosto tolleranti l'inquinamento.



Fig. 3.4.2.39 – Torrente Marroggia: a) rifiuti solidi urbani in alveo presso S.Giacomo di Spoleto b) scarico Umbria Olii c) briglia in località Ponte Bari e d) ditteri chironomidi (*Chironomus thummi plumosus*) a valle dello scarico di Umbria Olii.

3.4.2.1 Caratterizzazione del sistema Timia-Teverone-Marroggia

L'applicazione dell'Indice di Funzionalità Fluviale lungo il sistema Timia-Teverone-Marroggia ha evidenziato uno stato di marcato degrado e compromissione degli ecosistemi acquatici. Innanzitutto è da sottolineare come la compilazione di un elevato numero di schede, rispetto alla lunghezza totale del tratto indagato, denunci una chiara discontinuità del paesaggio fluviale. Nel torrente Marroggia, inoltre, durante il periodo di indagine (giugno-ottobre) e per circa 15 km, è stata riscontrata una condizione ricorrente di secca, che interessa il tratto compreso tra la località di San Giacomo fino alla diga del lago di Arezzo e che si ripercuote, ovviamente, anche sui tratti contigui. Tale situazione non ha permesso l'applicazione dell'Indice a questo livello, contribuendo ad appesantire ulteriormente il quadro ecologico, nonché a ridurre la funzionalità fluviale del corso d'acqua.

E' altresì motivo di basso livello di funzionalità lo *status* della vegetazione perfluviale, che appare per lunghi tratti assente o rappresentata da una fascia esigua e caratterizzata da specie erbacee e arbustive non riparie, munite di un apparato radicale non adeguato a garantire stabilità spondale. L'assenza di una formazione perfluviale armonica, imputabile soprattutto agli interventi di regimazione idraulica, ha determinato una drastica modificazione della normale dinamica fluviale. Infatti, la presenza di argini pensili e sub-verticali, oltre a creare una forte discontinuità nel corridoio ecologico, non consente la colonizzazione di formazioni vegetali stabili e consolidate.

Un altro dei fattori che influenzano negativamente la funzionalità fluviale è legato alla rettifica del tracciato, che implica notevoli conseguenze sia a livello di macroscala che di microscala. L'assenza di elementi idromorfologici ben distinti e con successione regolare (raschi, pozze e meandri), determina, infatti, la perdita di una diversificazione morfologica, espressa, nei corsi d'acqua naturali, dall'alternanza di tratti *riffle – pool*. Ciò si ripercuote, inevitabilmente, sull'eterogeneità del substrato e, quindi, sulla presenza di una varietà di microhabitat in grado di ospitare comunità vegetali e animali ben strutturate. Ne consegue una perdita della capacità autodepurante del corpo idrico, che nel torrente Marroggia è aggravata dall'assenza, per la maggior parte del suo corso, di strutture di ritenzione degli apporti trofici, che sta alla base del metabolismo fluviale.

Questi aspetti giustificano il basso valore attribuito alla struttura del fondo dell'alveo, che si presenta quasi sempre facilmente movibile o a tratti movibile, incapace, quindi, di offrire stabilità ed eterogeneità spaziale.

Infine, l'intensa attività batterica rilevata attraverso l'esame del detrito, evidenzia un marcato squilibrio della rete trofica, in cui viene compromessa l'attività demolitrice della componente macrobentonica, che è costituita per la gran parte da organismi filtratori, eurieci, adattati a condizioni di forte carico organico e inquinante.

Lo studio, quindi, ha evidenziato l'assenza di gran parte degli elementi fondamentali che costituiscono la struttura di un ecosistema fluviale in equilibrio.

4 Studio delle comunità ittiche

4.1 Impostazione della ricerca

4.1.1 Premessa

Il progetto è finalizzato alla definizione della distribuzione, abbondanza e *status* delle popolazioni ittiche nei corsi d'acqua del sistema idrografico dei fiumi Timia-Teverone-Clitunno. Fine ultimo è l'acquisizione delle conoscenze necessarie alla realizzazione di un programma complessivo di riqualificazione ambientale della rete idrografica monitorata. La ricerca ha carattere fortemente interdisciplinare, in ragione delle peculiarità paesaggistiche ed ambientali dell'area in oggetto, dove l'interrelazione fra fiume e territorio circostante convive con una forte pressione antropica (attività produttive, agricoltura e zootecnia, insediamenti urbani). Qui viene presentata l'analisi dei dati relativi alla componente ittio-faunistica, effettuata dal Dipartimento di Biologia Cellulare e Ambientale, sezione di Biologia Animale ed Ecologia dell'Università di Perugia.

La necessità di un intervento di riqualificazione ambientale dell'area in esame emerge dai risultati di precedenti ricerche (Lorenzoni, 2003; Nucci *et al.*, 2007), che hanno evidenziato come le condizioni ambientali e ittiofaunistiche della rete idrografica indagata fossero abbastanza critiche. Le analisi fisico-chimiche effettuate nel corso della Carta Ittica Regionale hanno infatti mostrato l'elevato degrado delle acque nel Clitunno, Teverone e Timia; anche nel Topino, per un tratto a valle della confluenza del Timia stesso, lo stato di compromissione della componente macrobentonica (I.B.E in IV classe nel Teverone ed in III nel Timia e nel Topino) e di quella ittica (Mearelli *et al.*, 2001; Lorenzoni *et al.*, in stampa).

Per quanto riguarda l'assetto idraulico, l'area è notoriamente caratterizzata da un'elevata canalizzazione e artificialità degli alvei dei numerosi corsi d'acqua presenti, con il restringimento fisico dei corridoi di più diretta pertinenza fluviale e riduzione o scomparsa della funzione di fascia tampone che tali corridoi esercitano. La storia della Valle Umbra è, infatti, legata in modo indissolubile alla più difficile e impegnativa opera di bonifica che sia mai avvenuta nell'Umbria. Basta guardare l'andamento rettilineo e parallelo dei corsi d'acqua, gli argini che li accompagnano per buona parte del loro decorso, il fitto reticolo di canali e fossi a questi collegati, per avere un'idea dell'imponente opera di sistemazione idraulica compiuta nel corso dei secoli.

4.1.2 Scelta delle stazioni

Al fine di ottenere un quadro conoscitivo il più ampio possibile, nell'area indagata sono state considerate 11 stazioni di campionamento la cui collocazione sul territorio è mostrata nella Fig 4.1.2.1. Quando possibile le stazioni sono state posizionate nelle stesse località della Carta Ittica Regionale, in modo da consentire il confronto dei dati. La tabella 4.1.2.1 riporta le stazioni esaminate, i codici a loro attribuiti con l'indicazione dei rispettivi corsi d'acqua e delle località considerate. I codici delle stazioni sono costituiti da: 2 cifre iniziali (01) che rappresentano il bacino del Chiascio-Topino secondo la codifica data dalla Carta Ittica Regionale, 4 caratteri che rappresentano le prime lettere del nome del corso d'acqua, altre 2 cifre che rappresentano l'ordine progressivo delle stazioni presenti nello stesso corso d'acqua da monte verso valle. In linea generale le stazioni di campionamento sono state scelte in modo tale da rappresentare le condizioni ambientali di un ampio tratto del corso indagato. Tre siti di campionamento sono stati collocati nel fiume Clitunno: il primo in prossimità delle sorgenti (01CLIT01), uno in posizione intermedia (01CLIT02) ed un terzo poco a monte della confluenza con il Timia (01CLIT03); i primi due siti sono stati già indagati dalla Carta Ittica Regionale (2° livello e aggiornamenti). Nel fiume Teverone sono state individuate 2 stazioni: la prima in prossimità della confluenza fra Marroggia e Tatarena (01TEVE01) e la seconda a Torre di Montefalco (01TEVE02); quest'ultima coincide con una stazione di campionamento della Carta Ittica. Anche nel Timia sono stati disposti due siti: uno poco a valle della confluenza del fosso Alveolo (01TIMI01) e l'altro poco a valle dell'abitato di Bevagna (01TIMI02), anche quest'ultima coincidente con quello individuato dalla Carta Ittica. Tre stazioni sono state posizionate nel Marroggia: la prima poco a monte dell'abitato di Campello (01MARR01), la seconda intermedia è posta pochi chilometri più a valle (01MARR02) e la terza è immediatamente a ridosso della confluenza del F.sso Tatarena (01MARR03). Infine una stazione è stata collocata sul F.sso Tatarena (01TATA01), poche centinaia di metri a monte della sua confluenza nel Marroggia; la Carta Ittica Regionale non prevede punti di campionamento nè sul Marroggia, nè sul Tatarena.

Particolarmente interessante è il gruppo di stazioni rappresentate da 01TATA01, 01MARR03 e 01TEVE01, dato che esse sono collocate praticamente l'una a ridosso dall'altra: il Teverone (01TEVE01), infatti, nasce proprio dalla confluenza del Tatarena (01TATA01) con il Marroggia (01MARR03). Da questa collocazione delle stazioni di campionamento si possono ottenere indicazioni molto interessanti sulle condizioni ambientali caratterizzanti i 3 diversi corsi d'acqua, sulla loro influenza sui popolamenti ittici e sulla provenienza dei carichi inquinanti.

La localizzazione delle stazioni di campionamento è stata concordata insieme al resto del gruppo di lavoro, sulla base di alcuni sopralluoghi preliminari condotti nella primavera del 2008.

Utili, per la possibilità che offrono di fare dei confronti, sono i dati rilevati nell'area indagata dalla Carta Ittica Regionale di 2° livello (Mearelli *et al.*, 2001) e dagli aggiornamenti della stessa (Lorenzoni *et al.*, in stampa): nel primo caso i campionamenti sono stati effettuati nella primavera e nell'autunno del 1999, nel secondo caso nell'autunno 2005.

Carta delle stazioni di campionamento

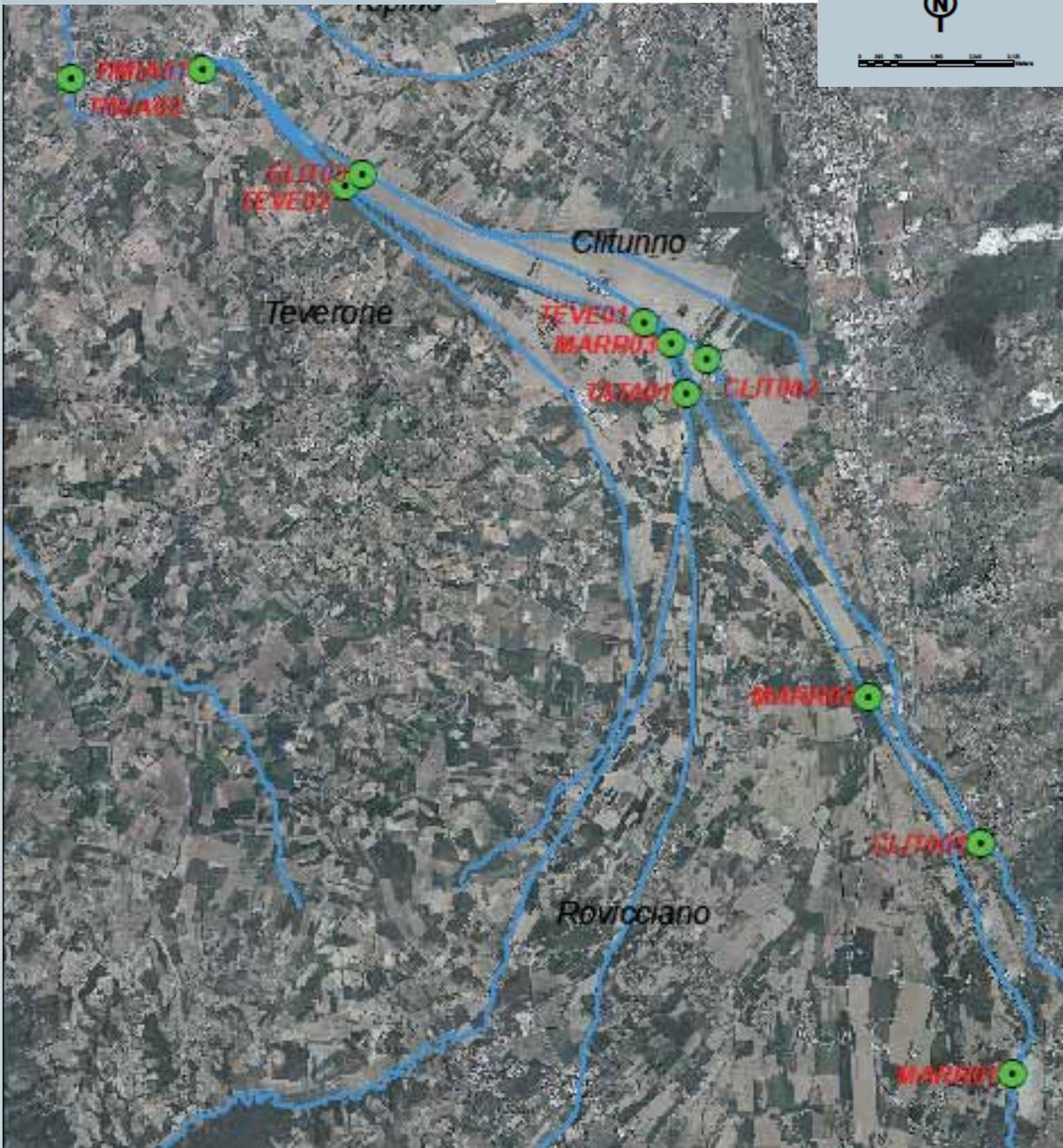


Fig. 4.1.2.1 - Localizzazione delle stazioni di campionamento.

Codice stazione	Corso d'acqua	Località
01CLIT01	Clitunno	Pigge
01CLIT02	Clitunno	Casco dell'Acqua
01CLIT03	Clitunno	Torre di Montefalco
01TEVE01	Teverone	Ponte dell'Occhio
01TEVE02	Teverone	Torre di Montefalco
01MARR01	Marroggia	Vicinato
01MARR02	Marroggia	Faustana
01MARR03	Marroggia	Ponte dell'Occhio
01TIMIO1	Timia	Confluenza Alveolo
01TIMIO2	Timia	Bevagna
01TATA01	Tatarena	Madonna della Valle

Tab. 4.1.2.1 Stazioni di campionamento.

4.1.3 Metodi di campionamento

Il monitoraggio ittico è stato condotto in un periodo compreso fra l'8 settembre ed il 7 ottobre 2008, ad eccezione delle stazioni 01CLIT01 e 02 per le quali sono stati utilizzati i dati rilevati in un precedente monitoraggio (Nucci *et al.*, 2007). È stato scelto l'autunno come periodo per effettuare il campionamento ittico in quanto i corsi d'acqua indagati sono caratterizzati da una comunità ittica prevalentemente ciprinicola: in questa stagione è possibile catturare con efficacia anche gli esemplari nati nell'anno (0+).

In ogni sito di campionamento, oltre alla fauna ittica, è stata effettuata la rilevazione di alcuni parametri morfologici, ambientali e fisico-chimici delle acque.

Tutti i campionamenti ittici sono stati condotti con il sistema della pesca elettrica, mediante l'ausilio di un elettrostorditore. Questa tecnica consente di catturare la fauna ittica efficacemente ed in tempi brevi in un ampio tratto di fiume; tutto ciò senza nuocere eccessivamente al pesce catturato, che può essere rilasciato subito dopo le operazioni di determinazione sistematica, di rilievo delle misure biometriche (peso e lunghezza) e di prelievo delle scaglie. I limiti della pesca elettrica vanno viceversa ricercati nella sua inefficacia in presenza di grandi volumi di acqua e nella difficoltà a catturare le specie e gli individui di piccole dimensioni (Mearelli *et al.*, 2004).

I campionamenti hanno quindi previsto l'utilizzo di un elettrostorditore, che è costituito da:

1. un generatore di corrente;
2. una parte elettronica di comando e di regolazione della tensione e degli impulsi;
3. due elettrodi: l'anodo (positivo) e il catodo (negativo), che sono collocati entrambi in acqua.

L'apparecchio genera un campo elettrico, con le linee di forza che vanno da un elettrodo all'altro. L'anodo è costituito da un'asta di materiale isolante, che reca all'estremità un anello metallico munito di una rete; viene manovrato direttamente dall'operatore che con esso ricerca il pesce in ogni anfratto del fiume. Il catodo è invece costituito da una treccia di rame o altro metallo e, al contrario dell'anodo, rimane fisso in acqua; quando l'operatore pone l'anodo in acqua il circuito si chiude e si forma un campo elettrico. Un pesce che si trova all'interno di tale campo viene sottoposto ad una differenza di potenziale che dipende dal punto del campo in cui si trova. La tensione che agisce sul pesce dipende:

dalla lunghezza dell'esemplare;

dall'orientamento e dalla sua posizione nel campo elettrico;

dalla sua vicinanza agli elettrodi;

dalla tensione tra gli elettrodi.

Ogni pesce che viene in contatto con il campo elettrico generato va incontro alle seguenti reazioni (Peduzzi e Meng, 1976):

- ai limiti del campo elettrico il pesce si allarma e fugge (galvanotassi negativa);
- se nel corpo del pesce la differenza di potenziale cresce rapidamente, la fuga non è possibile e quando la tensione supera 0.4 volts l'esemplare comincia a vibrare;
- dopo questa fase vibratoria il pesce nuota attivamente verso l'elettrodo positivo (galvanotassi positiva);
- quando, nuotando verso l'anodo, il potenziale corporeo raggiunge valori critici, il pesce rimane paralizzato (galvanonarcosi) e si capovolge o si pone su un fianco;
- in presenza di un campo elettrico troppo elevato o a causa di un'eccessiva permanenza al suo interno, il pesce viene ucciso.

Se un pesce non si trova ortogonalmente alle linee di forza aumentano le sue possibilità di fuga, perché viene attraversato da una minore differenza di potenziale. I pesci di maggiori dimensioni "assorbono" più corrente rispetto a quelli più piccoli e possono ricevere uno shock elettrico molto forte. Deve essere posta la massima attenzione a non toccare i pesci con l'anodo a campo elettrico inserito perché ciò potrebbe provocare lesioni superficiali e traumi interni.

Ai fini dell'efficacia della cattura, è importante anche che la velocità con cui si instaura la differenza di potenziale corporea sia sufficiente ad indurre il fenomeno della galvanotassi. Se viene impiegato troppo tempo il pesce ha modo di uscire dal campo elettrico e quindi di sfuggire alla cattura. Altro fattore che influenza notevolmente l'efficacia della pesca elettrica è la conducibilità dell'acqua: se l'acqua è troppo povera (acqua distillata) o troppo ricca di sali (acqua di mare) la pesca elettrica perde di efficacia. La condizione migliore si verifica quando l'acqua ed il pesce presentano la stessa conducibilità. In queste condizioni è massima la quantità corrente che attraversa il pesce (Marconato, 1991).

Nel corso dei campionamenti è stato utilizzato un elettrostorditore di 4 kW di potenza, in grado di erogare sia corrente continua che pulsata; la scelta sul tipo di corrente da utilizzare è stata effettuata in relazione alla tipologia fluviale e alle specie potenzialmente presenti, al fine di catturare anche gli individui di taglia minore e le specie più resistenti (sulle quali è minore l'effetto della corrente), senza tuttavia danneggiare gli altri esemplari. I campionamenti sono stati effettuati mediante la tecnica delle passate successive (Moran, 1951; Zippin, 1956, 1958); questa metodologia prevede il campionamento dello stesso tratto fluviale, partendo da monte verso valle per due volte consecutive, applicando lo stesso sforzo-pesca (Seber e Le Cren, 1967); campionando tutte le specie presenti e, nell'ambito di ciascuna specie, le diverse classi età, è possibile stimarne la catturabilità e quindi calcolare l'abbondanza e la struttura delle singole popolazioni.

I pesci catturati nei due campionamenti successivi sono stati mantenuti separati fra loro, e quindi anestetizzati con acetonecloroformio (0,7 ml l⁻¹ di acqua), in modo da agevolare e rendere meno traumatica la loro manipolazione. Questa fase è stata seguita dalla determinazione sistematica di ogni singolo individuo catturato e dalle successive misure biometriche effettuate sul campo, che per ogni stazione di campionamento sono state le seguenti:

Lunghezza totale (Lt) degli esemplari catturati, espressa in cm (con precisione di $\pm 0,1$ cm). La misura è stata rilevata in ciascun individuo dall'apice del muso fino al lobo superiore della pinna caudale (Anderson e Neumann, 1996), per mezzo di una tavoletta ittiometrica graduata.

Peso individuale (P) di ciascun esemplare catturato, espresso in grammi. E' stato valutato mediante una bilancia elettronica da campo (con precisione ± 1 g).

Presenza di malformazioni: patologie varie, escoriazioni ed ulcere, visibili ad un esame esterno. Il prelievo delle scaglie, per la successiva determinazione dell'età in laboratorio, è stato effettuato su un sub-campione, cercando di selezionare gli individui per coprire tutte le classi di lunghezza presenti ad intervalli di 1 cm. Il prelievo è stato effettuato sui fianchi, in zone diverse a seconda delle specie catturate (Bagenal, 1978; Ombredane e Richard, 1990); le scaglie sono state conservate in etanolo al 30%, fino alla successiva determinazione dell'età in laboratorio.

Effettuati tutti i rilievi, i pesci sono stati risvegliati e acclimatati prima del loro rilascio in acqua nei medesimi settori fluviali di prelievo.

Per ogni stazione di campionamento sono stati raccolti i principali parametri utili alla caratterizzazione morfo-idraulica del settore considerato. Un corso d'acqua è costituito da una successione di ecosistemi nella direzione della corrente, popolati da tipiche comunità di organismi vegetali ed animali che instaurano strette relazioni tra loro e con i fattori fisici e chimici (Ghetti, 1986). I parametri idraulici ci permettono, quindi, di descrivere le "acque correnti" nelle loro caratteristiche intrinseche. E' proprio grazie a questi parametri che possiamo conoscere gli ambienti lotici nella loro successione che tipicamente si instaura lungo il corso d'acqua; si tratta di ambienti che sono influenzati principalmente dalla natura del terreno e dalla quantità di acqua che proviene dal bacino.

La determinazione dei parametri idraulici è stata effettuata sul campo con l'ausilio di strumenti portatili: la portata si ottiene dall'elaborazione delle variabili rilevate sul campo (sezione dell'alveo e velocità media di corrente).

Larghezza media (m). E' stata misurata con una fettuccia metrica la larghezza della sezione di chiusura a monte ed a valle del settore di campionamento. Tale parametro è utile per una descrizione delle caratteristiche geometriche dell'alveo e per il calcolo della superficie campionata. La sua misura è molto variabile, pertanto vengono utilizzati i valori medi (espressi in metri) come rappresentativi del tratto esaminato.

Lunghezza del tratto campionato (m). Permette di calcolare la superficie del tratto campionato e quindi è indispensabile per valutare la densità ittica e lo standing crop. La lunghezza considerata nella maggior parte delle stazioni di campionamento è stata di circa 100 metri ed in genere mai inferiore ad un valore pari a 10 volte la larghezza media dell'alveo.

Superficie del tratto campionato (m²). E' stata calcolata equiparando ogni settore ad un trapezio avente come base minore la sezione a monte del tratto fluviale campionato, come base maggiore la sezione a valle e come altezza la lunghezza del settore stesso. La sua misura è essenziale per il calcolo della densità ittica e dello standing crop.

Profondità media (m). Rilevabile con un'asta metrica lungo le sezioni di chiusura del settore di campionamento (a monte ed a valle) ad intervalli di un metro di distanza l'uno dall'altro: il valore utilizzato nelle elaborazioni successive è la media di tutte le misurazioni. La profondità rappresenta un parametro utile sia per descrivere le caratteristiche geometriche dell'alveo, sia per verificare il grado di idoneità ambientale per la fauna ittica (deflussi minimi vitali).

Velocità di corrente (m/sec). Determinata con mulinello correntometrico mediante il metodo dei pannelli (Marchetti, 1993). Parametro utile per verificare il grado di idoneità ambientale per la fauna ittica. Inoltre la sua misura ci permette di determinare la portata.

Portata (m³/sec). E' la quantità d'acqua che passa nell'unità di tempo attraverso una sezione fluviale ed è data dal prodotto della sezione fluviale per la velocità media di corrente. In un corso d'acqua aumenta progressivamente da monte a valle per gli apporti idrici derivanti dal bacino idrografico. La determinazione delle portate è stata effettuata con il metodo dei sei punti (Marchetti, 1993).

Per ogni stazione di campionamento sono stati raccolti anche i principali parametri utili alla caratterizzazione ambientale del settore considerato.

Tipologia fluviale. Sono state prese in considerazione tre diverse tipologie fluviali basate sulla turbolenza dell'acqua, la velocità di corrente e la profondità dell'alveo e dipendenti in massima parte dalla pendenza e dal substrato. Tali fattori giocano un ruolo di primissimo piano nel definire la struttura delle comunità animali e vegetali che si insediano in questi ambienti. Il valore del parametro è stato espresso come percentuale delle tre tipologie identificate, che sono così descritte:

- *Riffle*: tratto fluviale con velocità di corrente elevata, fondo irregolare e bassa profondità, con massi sporgenti che provocano forte turbolenza ed increspature sulla superficie dell'acqua.
- *Run*: tratto fluviale con profondità e velocità di corrente costanti, fondo regolare e superficie dell'acqua che non presenta increspature.
- *Pool*: tratto fluviale in cui sono presenti buche, la velocità di corrente è ridotta e la profondità maggiore che nel resto del settore.

Superficie ombreggiata dell'alveo. Si è valutato il grado di ombreggiamento percentuale dovuto alla vegetazione ripariale presente sulle sponde: tale parametro influenza diversi processi quali la riduzione del divario di temperatura tra aria e acqua in estate ed il cambiamento delle caratteristiche delle cenosi vegetali ed animali in seguito alla variazione della copertura vegetale del fondo dell'alveo.

Vegetazione delle sponde. E' stata determinata valutando la percentuale di superficie delle rive occupata dalla vegetazione arborea e/o arbustiva.

Cover. E' stato valutato il grado percentuale di ricovero per la fauna ittica. Le caratteristiche dell'habitat fluviale sono importanti perché regolano la composizione della comunità ittica ed incidono sulla stabilità dei popolamenti, influenzando le esigenze alimentari e le strategie riproduttive delle singole specie. Per valutare tale parametro è stato considerato tutto ciò che genericamente può costituire una forma di riparo per la fauna ittica: grossi massi, tronchi, anfratti ed arbusti presenti nell'alveo.

Copertura vegetale del fondo. Questo parametro è stato determinato valutando il grado percentuale di copertura di macrofite acquatiche o alghe visibili ad occhio nudo sulla superficie del letto del corso d'acqua. La copertura vegetale del fondo risulta condizionata da diversi fattori, quali: caratteristiche idrologiche (portata, velocità dell'acqua, profondità), grado di ombreggiamento, tipo di substrato, ecc.; inoltre regola, insieme alla granulometria, le caratteristiche e la distribuzione della fauna bentonica, anello fondamentale delle catene alimentari degli ecosistemi fluviali; può, inoltre, essere molto importante per offrire rifugio alla fauna ittica o servire da substrato per la deposizione delle uova nelle specie a deposizione fitofila.

Granulometria. In base al diametro dei clasti prevalenti rispetto a tutti quelli presenti nell'alveo si distinguono sette categorie granulometriche, alle quali è stata attribuita una percentuale di copertura del fondo. Le classi di granulometria utilizzate sono riportate nella tabella 4.1.3.1 (Wentworth, 1922):

La granulometria influenza profondamente le biocenosi degli ecosistemi lotici, più di quanto avvenga in altri ambienti acquatici; ad esempio, laddove i clasti sono soggetti ad incessante rotolamento verso valle o ad un'azione di erosione-deposito (prevalentemente substrati a ciottoli-ghiaia), la colonizzazione del substrato ad opera degli organismi bentonici diventa più difficile.

La natura dei fondali dei fiumi è in stretta relazione con la pendenza e la velocità dell'acqua, che generalmente diminuiscono progressivamente da monte verso valle (gradiente longitudinale). Troviamo così roccia viva, massi e grosse pietre negli alvei di torrenti montani; il materiale del fondo si riduce nelle dimensioni man mano che viene trasportato a valle, fino a giungere agli alvei di pianura caratterizzati da sabbia e limo. Qui la corrente diviene così debole da non portare in sospensione, se non durante le piene, il substrato che ricopre l'alveo.

La rilevazione di **ossigeno disciolto**, **pH**, **conducibilità** e **temperatura** è stata effettuata sul campo al momento del campionamento ittico tramite l'utilizzo dei seguenti strumenti portatili:

1. Ossimetro a microprocessore OXI 320 (WTW);
2. Piaccametro a microprocessore PH 720 (WTW);
3. Conduttimetro a microprocessore LF 320 (WTW);

Categorie granulometriche	Diametro (mm)
Fango, Argilla, Limo	<1
Sabbia	1-2
Ghiaia fine	2-8
Ghiaia media	8-32
Ghiaia grossa	32-64
Ciottoli	64-256
Blocchi	>256

Tab.4.1.3.1 - Classi granulometriche.

4.1.4 Determinazione dell'età

In laboratorio si è proceduto alla determinazione dell'età mediante analisi microscopica delle scaglie (scalimetria). Le scaglie, prelevate all'atto del campionamento, sono state selezionate: per ogni esemplare sono state scelte le scaglie migliori e scartate quelle illeggibili, quali quelle di rigenerazione o di sostituzione aventi focus ampio ed allargato. La selezione è stata effettuata con un microscopio ottico dotato di telecamera che permette la visualizzazione della scaglia sul monitor di un computer, rendendo più agevole la fase di lettura e controllo dell'età attribuita. Ciò consente anche l'archiviazione delle scaglie in un database gestito da un apposito software di analisi dell'immagine (IAS 2000).

Per l'attribuzione dell'età a tutti gli individui, il metodo scalimetrico è stato integrato con quello di Petersen, che si basa sulla distribuzione delle frequenze delle lunghezze del campione (Bagenal, 1978). Tale metodo consente di identificare i range di lunghezza per ogni classe d'età, facilitando il lavoro d'attribuzione dell'età stessa. Il metodo consiste nel costruire un semplice istogramma della distribuzione delle frequenze della lunghezza: in questo modo, si possono individuare le classi o gruppi di età ed i relativi intervalli di lunghezza che variano secondo la specie e l'ambiente, facendo corrispondere ad ogni moda (la classe a maggiore frequenza) una classe d'età. Le mode sono generalmente più evidenti nelle prime classi d'età (dove è maggiore l'accrescimento in lunghezza), nei pesci con breve stagione riproduttiva, nelle specie con accrescimento rapido ed uniforme e in assenza di dimorfismo sessuale nelle dimensioni (Bagenal, 1978).

Per avere una distribuzione delle frequenze utilizzabile nella determinazione dell'età è necessario, inoltre, misurare la lunghezza di un largo numero di pesci per ogni popolazione e avere una piccola sovrapposizione nelle taglie di pesci appartenenti a gruppi d'età successivi.

Nei pesci la velocità di accrescimento diminuisce con l'invecchiamento e quindi, nell'applicazione del metodo di Petersen, oltre alle difficoltà già descritte in precedenza, bisogna anche considerare il fatto che le mode delle classi più anziane tendono a sovrapporsi. L'attribuzione delle età è, quindi, più sicura se tale metodo viene integrato con quello scalimetrico, in quanto ciò permette una più agevole individuazione delle mode.

4.1.5 Densità e standing crop

Il metodo di campionamento utilizzato (metodo delle catture successive) ha permesso di stimare, per ogni specie, il numero probabile di individui presenti nel settore fluviale indagato; sulla base di tale dato è stato possibile calcolare successivamente la biomassa probabile e quindi la densità ($N \text{ ind m}^{-2}$) e lo standing crop (g m^{-2}).

Affinché il metodo possa essere applicato correttamente, il numero di pesci catturati nella prima passata (C_1) deve essere superiore al numero di pesci catturati nella seconda passata (C_2). Il numero probabile (N) di pesci presenti nel settore, quando si verifica tale condizione, sarà quindi:

Se la condizione richiesta non si verifica, si può soltanto concludere che

$$N \geq C_1 + C_2$$

Il metodo delle catture successive può essere applicato solo se si verificano le seguenti condizioni (Marconato, 1991):

- durante il campionamento, la popolazione deve essere chiusa: non deve esserci mortalità, reclutamento, immigrazione o emigrazione;
- la probabilità di cattura deve essere uguale per tutti gli individui presenti nella popolazione e non deve cambiare durante il campionamento;
- l'intera popolazione deve essere catturabile.

La seconda condizione, a differenza della prima e della terza, può non essere sempre garantita; infatti, il metodo di cattura utilizzato presenta un certo grado di selettività, in quanto l'elettrostorditore è più efficace nei confronti degli esemplari più grandi; ciò indica che la probabilità di cattura non è la stessa per tutti gli individui della popolazione (Marconato, 1990). Nel calcolo dell'abbondanza delle popolazioni a tale inconveniente si è ovviato in parte scomponendo il campione in classi di taglia omogenea (classi di età).

La biomassa probabile (B) sarà calcolata moltiplicando il numero probabile per il peso medio degli esemplari catturati (Marconato, 1991):

$$B = N P$$

La densità ($N \text{ ind m}^{-2}$) e lo standing crop (g m^{-2}) sono calcolati dividendo il numero probabile e la biomassa probabile per le superfici dei rispettivi settori di campionamento.

4.1.6 Indici di comunità

Al fine di caratterizzare le diverse comunità ittiche e conoscere i rapporti tra le specie presenti così da analizzare la struttura delle comunità stesse, si è fatto uso dei seguenti indici:

- Ricchezza di specie
- Indice di dominanza (Simpson, 1949)
- Indice di diversità (Shannon e Wiever, 1949)
- Indice di evenness (Pielou, 1978)
- Indice di integrità qualitativa (Bianco, 1990)

Il numero di specie presenti nell'intera area indagata (ricchezza di specie presunta \hat{S}) è stato stimato mediante la formula (Krebs, 1998):

$$\hat{S} = s + ((n-1)/n) k$$

dove:

s = numero totale di specie presenti in n osservazioni;

n = numero totale di osservazioni;

k = numero di specie uniche, cioè presenti in un'unica osservazione.

La ricchezza di specie delle singole stazioni di campionamento (R), invece, è rappresentata dal numero di specie catturate. Tale parametro negli ambienti lotici è influenzato dalle caratteristiche morfologiche dei corsi d'acqua e dagli altri cambiamenti che avvengono lungo il gradiente longitudinale. Nei tratti fluviali montani, di modeste dimensioni, con acque molto veloci, fredde e ossigenate e poco produttivi, infatti, generalmente la comunità ittica è composta da un numero molto basso di specie reofile specializzate. Procedendo verso valle si assiste ad una maggiore diversificazione dell'ambiente, con un aumento delle nicchie ecologiche presenti; il corso d'acqua diviene idoneo ad ospitare comunità ittiche più complesse e ricche di specie.

Per caratterizzare la struttura delle comunità ittiche presenti nei tratti fluviali indagati (composizione e rapporti tra le singole specie) è stato utilizzato l'indice di diversità (H) di Shannon e Wiever (1949). Tale indice permette di valutare lo stato di organizzazione e la complessità delle interazioni tra specie appartenenti alla stessa comunità; per fare ciò utilizza il numero di specie presenti e le relative abbondanze. L'indice valuta anche, per un individuo della comunità preso a caso, l'incertezza di appartenere ad una determinata specie. Quindi, tanto più il valore dell'indice si allontana dallo zero, tanto maggiore sarà la diversità. L'indice di diversità è definito dalla seguente formula:

$$H = - \sum_{j=1}^s \left[\frac{n_j}{N} \log_2 \frac{n_j}{N} \right]$$

n_j = numero di individui appartenenti alla specie j -esima;

N = numero totale di individui.

L'indice di diversità è quindi un indice matematico che descrive in termini sintetici, ma astratti, il numero e l'abbondanza relativa delle specie presenti in un'area. Se una comunità contiene molte specie tutte egualmente abbondanti, l'indice raggiunge i valori massimi; a parità di condizioni i valori di diversità sono minimi se è presente una specie largamente dominante accanto ad altre specie molto rare.

L'indice di dominanza (D) misura la prevalenza di determinate specie su altre. Ha un andamento inverso rispetto all'indice evenness; un'elevata dominanza significa infatti che una o poche specie hanno il monopolio delle risorse. Esso è definito come:

$$D = \sum_{j=1}^s \left(\frac{n_j}{N} \right)^2$$

dove:

n_j = numero di individui della specie j -esima;

N = numero totale di individui.

L'evenness (e) misura la ripartizione delle abbondanze degli individui nelle specie appartenenti ad una data comunità. L'indice varia da 0 a 1 e assume il valore massimo (1) se le specie presenti hanno tutte la stessa abbondanza, quello minimo (0) se una sola specie prevale su tutte le altre. Esso non dipende dalla ricchezza in specie, ma solo dalla distribuzione delle abbondanze degli individui all'interno delle specie ed è definito come:

$$e = \frac{H}{\log_e S}$$

in cui:

H = indice di diversità di Shannon

S = numero delle specie.

L'indice di integrità qualitativa (IIQual) (Bianco, 1990) permette di valutare lo stato di qualità della fauna ittica da un punto di vista zoogeografico. Tale indice, infatti, evidenzia il degrado della comunità ittica indigena causato dall'introduzione di specie alloctone. Esso è dato dal rapporto tra il numero delle specie autoctone ed il totale delle specie presenti in una comunità. Il valore di questo indice varia da 0 a 1; è uguale a 0 qualora la comunità sia composta da sole specie alloctone (sito totalmente inquinato/degradato) ed è uguale ad 1 quando la comunità è costituita da sole specie autoctone (sito incontaminato) (Bianco, 1990). L'acquisizione dei valori espressi dall'indice permette di porre in evidenza gli eventuali stravolgimenti delle vocazioni ittiche naturali.

4.1.7 Struttura di popolazione

La struttura di popolazione è definita in base all'abbondanza (densità e standing crop) e diffusione della popolazione stessa ed è data dalla composizione per età che definisce i rapporti numerici tra le diverse classi di età. Sulla struttura di popolazione influiscono molti fattori ambientali, le interazioni con le altre specie, i cicli riproduttivi e vitali, così come i prelievi o le immissioni operate dall'uomo. La sua analisi rappresenta un valido supporto nello studio dello sfruttamento delle risorse ittiche e nella ricerca delle cause ambientali che agiscono da fattori limitanti, così come permette di fare previsioni sulle future condizioni demografiche di una popolazione.

Il rapporto tra i vari gruppi di età di una popolazione definisce il suo stato riproduttivo ed influenza la natalità e la mortalità. Una popolazione in rapida espansione sarà costituita, infatti, in prevalenza da individui giovani, una stazionaria avrà una distribuzione più uniforme delle classi di età, una in declino, infine, sarà composta per la maggior parte da individui vecchi. Raggiunta una certa stabilità, le naturali fluttuazioni di dimensione della popolazione non influiscono sulla struttura che, invece, può essere alterata da fattori esterni. Un'eccessiva pressione di pesca comporterà un appiattimento della struttura, per l'esistenza di un prelievo differenziale che agisce soprattutto sugli esemplari più anziani. Una cattiva qualità delle acque, l'esistenza di ostacoli che frammentano la popolazione (come dighe e traverse), la presenza di specie competitori possono disturbare gli equilibri interni tra gli individui, distorcendo ed alterando la struttura per età della popolazione: fattori ambientali avversi penalizzeranno innanzitutto la riproduzione e gli stadi giovanili che, come è noto, rappresentano le fasi più sensibili a tutti i tipi di degrado ambientale.

La qualità della struttura per età è stata valutata mediante un indice, il Proportional Stock Density (PSD) (Gablehouse, 1984), calcolato mediante la seguente formula:

$$PSD = 100 \text{ (esemplari di taglia pari o superiore alla taglia di qualità) / (esemplari di taglia pari o superiore alla taglia dello stock).}$$

La taglia di qualità rappresenta la lunghezza minima del pesce che la maggior parte dei pescatori desidera catturare, mentre la taglia dello stock in genere coincide con la lunghezza alla quale viene raggiunta la maturità sessuale. Il PSD varia da 0 a 100: quanto più il valore si approssima a 50, tanto meglio bilanciata è la struttura della popolazione ed, in genere, PSD compresi fra 35 e 65 sono considerati ottimali (Gablehouse, 1984). La taglia di qualità e la taglia dello stock per le specie esaminate sono riportate nella tabella 4.1.7.1: per la trota fario sono stati utilizzati i valori di riferimento indicati da Fayram (2007); per le altre specie ittiche, in assenza di proposte specifiche presenti in letteratura, i valori sono stati stabiliti sulla base delle informazioni biologiche disponibili.

Specie	Taglia di qualità	Taglia dello stock
Trota Fario	23 cm	15 cm
Barbo Tiberino	23 cm	15 cm
Cavedano	23 cm	15 cm
Rovella	12 cm	6 cm

Tab 4.1.7.1 - Parametri per il calcolo del PSD.

4.1.8 Accrescimento

La regressione lunghezza-peso è stata valutata separatamente per ogni settore fluviale e per ogni specie ittica (Ricker, 1975; Bagenal, 1978) mediante la seguente relazione:

$$P = a LT^b$$

dove:

P = peso del pesce (g);

a = punto d'intersezione della curva sull'asse delle ordinate (y);

LT = lunghezza totale del pesce (cm);

b = coefficiente di regressione.

Il coefficiente *b* permette di valutare il tipo di crescita del pesce e può assumere valori compresi tra 2 e 4. Quando *b* = 3 l'accrescimento è di tipo isometrico: la forma del pesce è regolare e ben proporzionata nelle tre dimensioni dello spazio; quando invece *b* assume un valore diverso da 3 l'accrescimento è allometrico e si ha la predominanza di una delle dimensioni di crescita sulle altre.

Il coefficiente di regressione (*b*) può essere legato alle varie fasi dello sviluppo del pesce o può evidenziare una condizione ambientale lontana da quella naturale, soprattutto per quanto riguarda le caratteristiche nutrizionali. Più precisamente, se *b* < 3 l'individuo ha una maggiore crescita in lunghezza ed è esile e affusolato (condizione questa che si riscontra spesso nei primi stadi di vita), se invece risulta *b* > 3 l'esemplare ha un aspetto tozzo con una prevalenza dell'altezza sulla lunghezza (condizione tipica degli stadi di maturità) (Bagenal, 1978).

L'accrescimento è stato indagato per le specie ittiche più importanti, esclusivamente nei casi in cui la popolazione risultava ben strutturata in un numero sufficiente di classi di età. E' stato usato il modello di von Bertalanffy (1938), che si basa sulla seguente equazione:

$$L_t = L_{\infty} \{1 - e^{-k(t-t_0)}\}$$

dove:

L_t = lunghezza totale teorica all'età t (cm);

L_{∞} = asintoto della curva, rappresenta la lunghezza massima (cm) che il pesce potrebbe raggiungere se continuasse a vivere indefinitamente;

k = velocità alla quale la curva di accrescimento si avvicina all'asintoto;

t_0 = età teorica alla quale il pesce ha lunghezza zero (cm).

Le lunghezze utilizzate per determinare le incognite previste dal modello di Von Bertalanffy sono le lunghezze medie raggiunte nelle varie classi di età. E' stato inoltre preso in considerazione e calcolato il parametro φ' , espresso dall'equazione seguente (Pauly e Munro, 1984):

$$\varphi' = \log k + 2 \log L_{\infty}$$

Il valore di φ' mette in relazione i parametri L_{∞} e k , individua le differenze nelle caratteristiche degli accrescimenti nei diversi ambienti (Abella *et al.*, 1994) e rende così possibile un confronto fra le singole popolazioni di una stessa specie.

La rappresentazione grafica dell'accrescimento è stata realizzata utilizzando uno sfondo che permettesse un raffronto con una situazione di riferimento, ciò allo scopo di far comprendere meglio la qualità dell'accrescimento delle singole popolazioni. L'area racchiusa fra gli assi cartesiani costituiti dall'età (asse delle x) e dalla lunghezza totale (asse delle y) è stata suddivisa in 3 diverse parti che indicano la presenza di un accrescimento ottimo, un accrescimento medio ed un accrescimento scarso (Fig. 4.1.8.1). Per ogni specie, tale suddivisione è stata effettuata mediante l'analisi statistica dei dati di tutti gli accrescimenti registrati nel corso della Carta Ittica di 2° livello, relativi all'intero bacino del fiume Tevere e calcolati sempre utilizzando il modello di von Bertalanffy. Mediante tali dati è stata calcolata la statistica descrittiva della lunghezza totale raggiunta da ogni singola specie alle varie età: un accrescimento è stato giudicato ottimo se superiore al 75° percentile della lunghezza media, scarso se inferiore al 25° percentile: l'accrescimento può rientrare nella media se compreso fra il 25° ed il 75° percentile. A titolo di esempio il grafico della figura 4.1.8.1 riporta quanto descritto nel caso specifico del barbo tiberino. Su tale sfondo di riferimento sono state quindi sovrapposte le curve di accrescimento calcolate per le singole popolazioni presenti nei siti campionati.

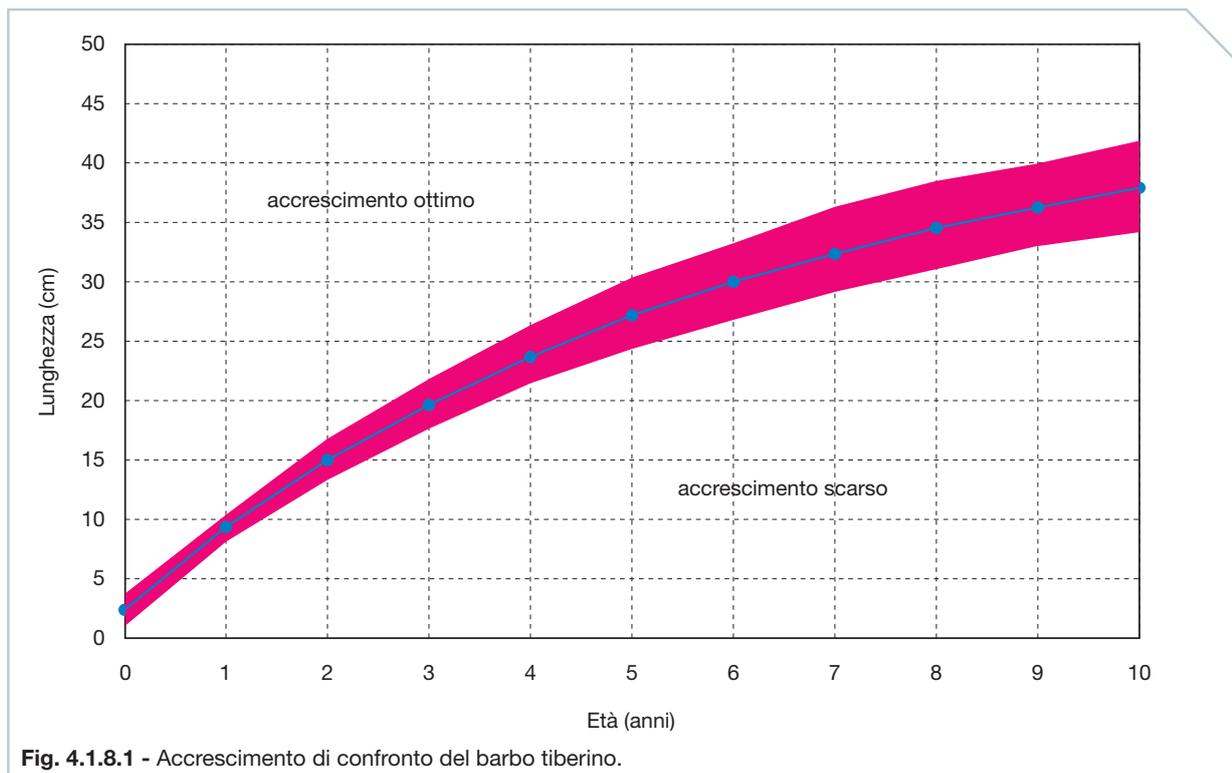


Fig. 4.1.8.1 - Accrescimento di confronto del barbo tiberino.

Le popolazioni utilizzate per l'analisi statistica degli accrescimenti sono state 36 per la trota fario, 40 per il barbo, 61 per il cavedano e 37 per la rovella.

La condizione degli esemplari catturati è stata valutata mediante l'analisi del peso relativo (W_r), in base all'equazione seguente (Anderson e Neuman, 1996):

$$W_r = 100 (P W_s^{-1})$$

dove P è il peso individuale e W_s è un peso standard ottimale, calcolato per ogni esemplare mediante una regressione costruita per rappresentare la specie. Così costruito W_r risulta indipendente dal tipo di accrescimento e permette il raffronto di individui e popolazioni aventi anche taglie diverse. Valori di W_r tra 95 e 105 sono indice di esemplari con una buona condizione fisiologica, per i quali non dovrebbero sussistere problemi di alimentazione (Anderson e Neuman, 1996); per valori superiori a 105 l'esemplare potrebbe non fare buon uso del surplus di nutrimento, mentre per valori inferiori a 95 l'esemplare potrebbe avere problemi riguardanti l'alimentazione. Le relazioni lunghezza/peso utilizzate per il calcolo di W_s sono specifiche e calcolate per le popolazioni del bacino del fiume Tevere (Angeli *et al.*, 2007).

Specie	Equazione
Trota Fario	$\text{Log}_{10} (W_s) = -9.48 + 6.91 \text{Log}_{10} \text{Lt} - 0.84 (\text{Log}_{10} \text{Lt})^2$
Barbo Tiberino	$\text{Log}_{10} (W_s) = -4.86 + 2.94 \text{Log}_{10} \text{Lt} - 0.01 (\text{Log}_{10} \text{Lt})^2$
Cavedano	$\text{Log}_{10} (W_s) = -5.01 + 2.92 \text{Log}_{10} \text{Lt} - 0.04 (\text{Log}_{10} \text{Lt})^2$
Rovella	$\text{Log}_{10} (W_s) = -4.40 + 2.23 \text{Log}_{10} \text{Lt} - 0.25 (\text{Log}_{10} \text{Lt})^2$

Tab. 4.1.8.1 - Equazioni calcolate per la stima del peso standard.

4.1.9 Stato ecologico dei corsi d'acqua

Per tentare una valutazione della qualità ambientale dei corsi d'acqua indagati sono stati utilizzati alcuni indici biotici che utilizzano la fauna come bioindicatori. Tali indici stimano, quindi, la capacità di un ecosistema acquatico di mantenere una comunità con ricchezza in specie, struttura trofica e organizzazione funzionale confrontabile a quella di un ecosistema simile, ma indisturbato (Karr e Dudley, 1981). La scelta di utilizzare la comunità ittica come indicatore può presentare, rispetto ad altri gruppi faunistici, una serie di vantaggi (Karr, 1981):

- la biologia e l'ecologia delle specie sono ben conosciute;
- la comunità ittica include specie di tutte le categorie trofiche;
- le specie sono relativamente semplici da determinare;
- i pesci sono presenti in tutti gli ambienti acquatici, persino in quelli più inquinati;
- i pesci sono popolari e conosciuti da tutti.

Per giungere a tale valutazione dello stato ecologico dei corsi d'acqua indagati sono stati testati l'ISECI (Zerunian, 2004) ed il FIDESS (Scardi e Tancioni, 2004) e i risultati confrontati fra loro.

Tali metodi di valutazione della qualità di un ambiente acquatico basati sui pesci sono importanti anche perché rappresentano un primo tentativo di applicazione in Italia delle metodiche previste dalla Direttiva 2000/60/CE (Water Framework Directive, WFD). Tale direttiva istituisce un quadro di riferimento per l'azione comunitaria in materia di acque, che si inserisce nel contesto complessivo della politica ambientale dell'Unione Europea per la tutela e miglioramento della qualità ambientale e l'utilizzazione accorta e razionale delle risorse naturali, sulla base:

- dei principi della precauzione e dell'azione preventiva;
- della riduzione, soprattutto alla fonte, dei danni causati all'ambiente e alle persone;
- del criterio ordinatore "chi inquina paga";
- dell'informazione e della cooperazione con tutti i soggetti interessati.

L'obiettivo di fondo della Direttiva è quello di mantenere e migliorare l'ambiente acquatico del territorio dell'Unione, attraverso misure integrate sugli aspetti qualitativi e quantitativi.

La Direttiva si ispira chiaramente alla definizione di uso sostenibile dell'acqua formulata nei principali documenti internazionali, dal capitolo 18 dell'Agenda 21 (protezione delle acque) alla conferenza di Dublino del 1992 (dove viene fra l'altro sancito il principio dell'acqua come bene di rilevanza economica e sociale), al V Programma Quadro di azione ambientale dell'UE, fino alle recenti dichiarazioni comuni del summit di Johannesburg (2002) e del Forum Mondiale sull'Acqua di Kyoto (2003).

Nella prospettiva adottata da questi documenti, ed oggi universalmente accettata in termini generali, l'uso sostenibile delle risorse idriche ha, dunque, a che fare sia con la preservazione del capitale naturale per le generazioni future (sostenibilità ecologica), sia con l'allocazione efficiente di una risorsa scarsa (sostenibilità economica), sia con la garanzia dell'equa condivisione e dell'accessibilità per tutti di una risorsa fondamentale per la vita e la qualità dello sviluppo economico (sostenibilità sociale).

Ciò comporta un'innovazione sostanziale dei criteri di valutazione della bontà delle politiche idriche.

La Direttiva pone al centro dell'attenzione il tema della qualità dei corpi idrici, per i quali viene prospettato il raggiungimento di uno stato ecologico definibile come buono entro il 2016. Questo tema si intreccia peraltro sia con le azioni di difesa dell'assetto idrogeologico, sia con la gestione quantitativa della risorsa e, quindi, con il rispetto dei deflussi minimi vitali. A loro volta, le politiche idriche e della difesa del suolo sono strettamente interrelate alla pianificazione territoriale e connesse alle politiche gestionali di un sistema complesso le cui diverse componenti non possono non condizionarsi reciprocamente e dinamicamente.

4.2 Caratteristiche ambientali dell'area

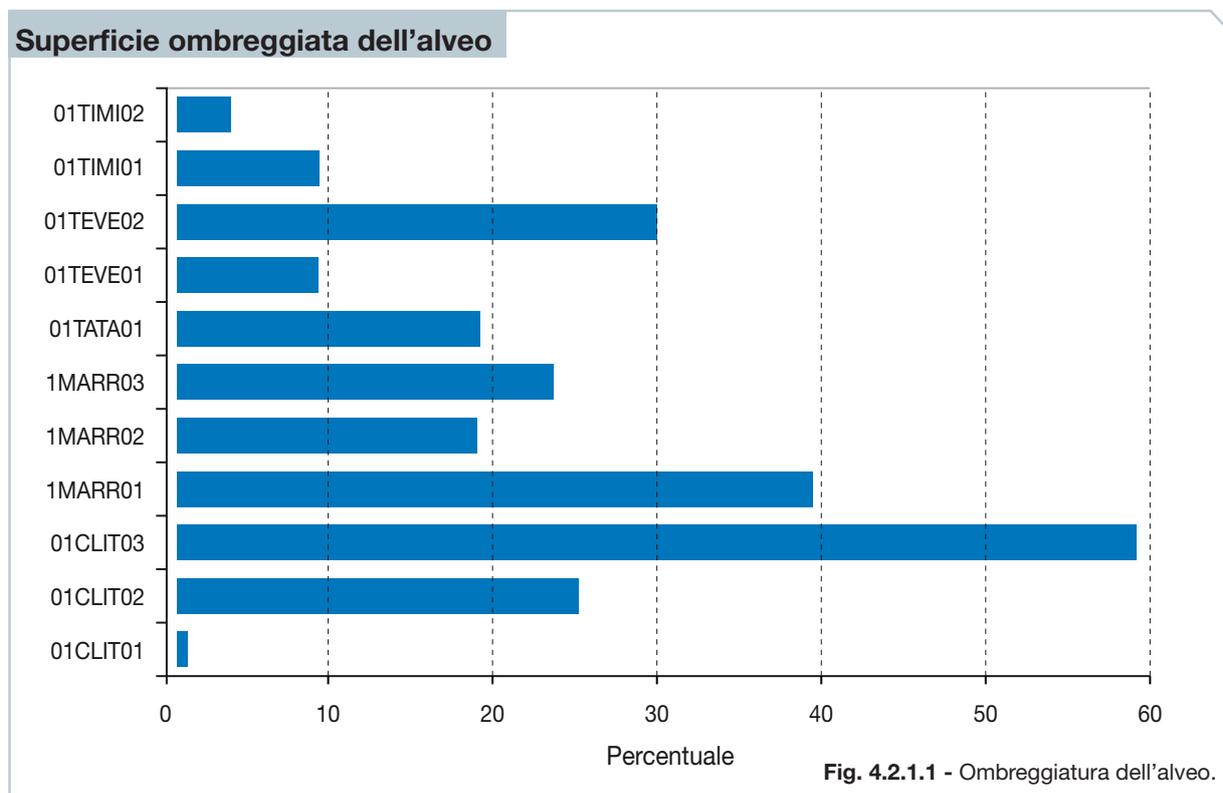
4.2.1 Parametri ambientali

I corsi d'acqua indagati sono caratterizzati da una scarsa ombreggiatura dell'alveo: infatti il valore medio che emerge dall'analisi di statistica descrittiva del campione complessivo dei dati raccolti è pari al 22.27%.

Come mostrato anche dalla figura 4.2.1.1, i valori sono compresi fra un minimo dello 0%, registrato nella stazione più a monte del fiume Clitunno (01CLIT01) ad un massimo del 60%, proprio della stazione più a valle del medesimo corso d'acqua. Valori particolarmente bassi di tale parametro sono anche propri del fiume Timia (01TIMI01 e 01TIMI02) e del tratto più a monte del Teverone (01TEVE01), mentre valori superiori alla media caratterizzano il tratto più a monte del torrente Marroggia (01MARR01) e la parte prossima alla confluenza del Teverone (01TEVE02).

Numero valori	11
Minimo	0.00
Mediana	20.00
Massimo	60.00
Media	22.27
Coeff. variazione	0.77
Deviazione standard	17.08

Tab.4.2.1.1 - Ombreggiatura dell'alveo.



Copertura vegetale del fondo (Tab. 4.2.1.2):

La vegetazione acquatica risulta un parametro abbastanza variabile: infatti le sue percentuali variano da un minimo dello 0% ad un massimo dell'80%, con una media pari al 29.55% che appare elevata se confrontata con le situazioni più tipiche dei corsi d'acqua appartenenti al bacino umbro del fiume Tevere.

Come mostrato dalla Figura 4.2.1.2, un grado di copertura vegetale del fondo molto elevato caratterizza l'intero corso del fiume Clitunno (01CLIT01 - 03) e la parte più a valle del fiume Timia (01TIMI02), mentre nei tratti posti più a monte dei torrenti Marroggia (01MARR01), Tatarena (01TATA01) e del fiume Teverone (01TEVE01) la vegetazione acquatica risulta completamente assente. Una bassa percentuale di copertura vegetale del fondo caratterizza la parte più a monte del Timia (01TIMI01) e quella più a valle del Teverone (01TEVE02), mentre il tratto intermedio del torrente Marroggia si distingue per valori di tale parametro prossimi alla media dell'area indagata.

Numero valori	11
Minimo	0.00
Mediana	10.00
Massimo	80.00
Media	29.55
Coeff. variazione	1.15
Deviazione standard	34.02

Tab. 4.2.1.2 - Copertura vegetale del fondo.

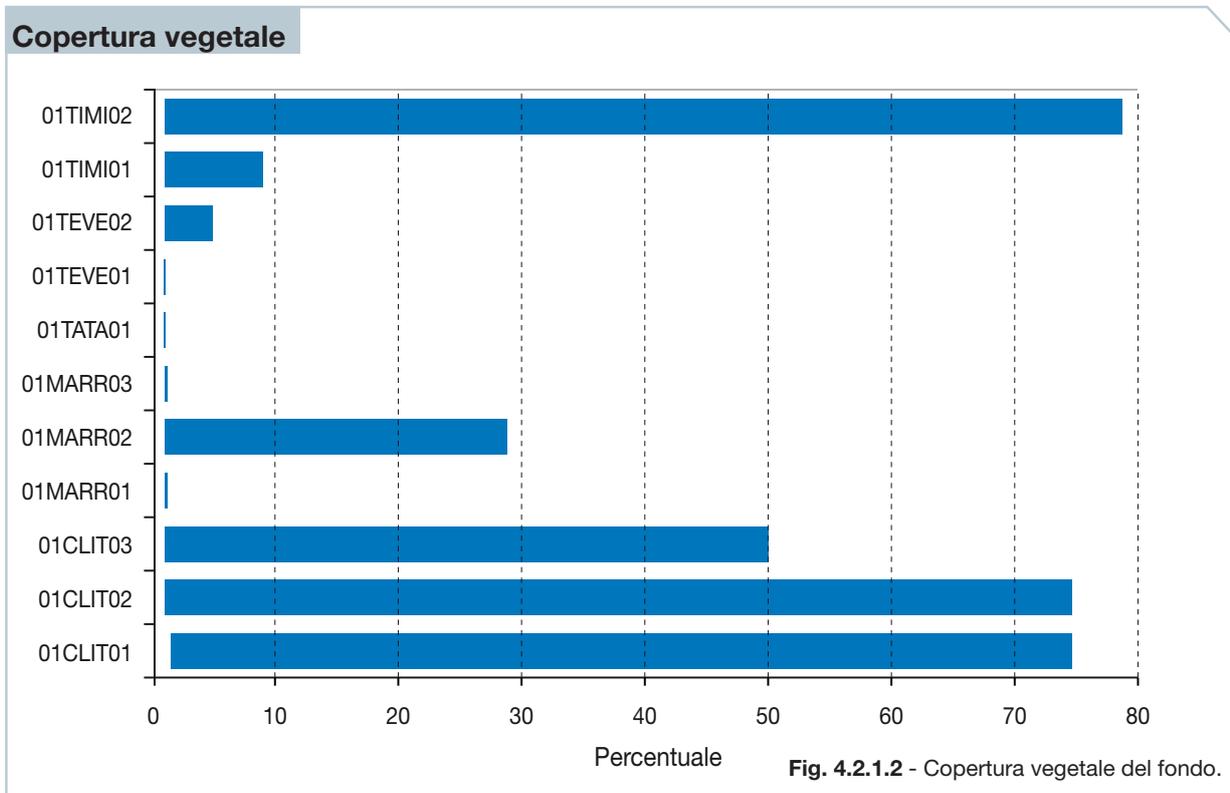


Fig. 4.2.1.2 - Copertura vegetale del fondo.

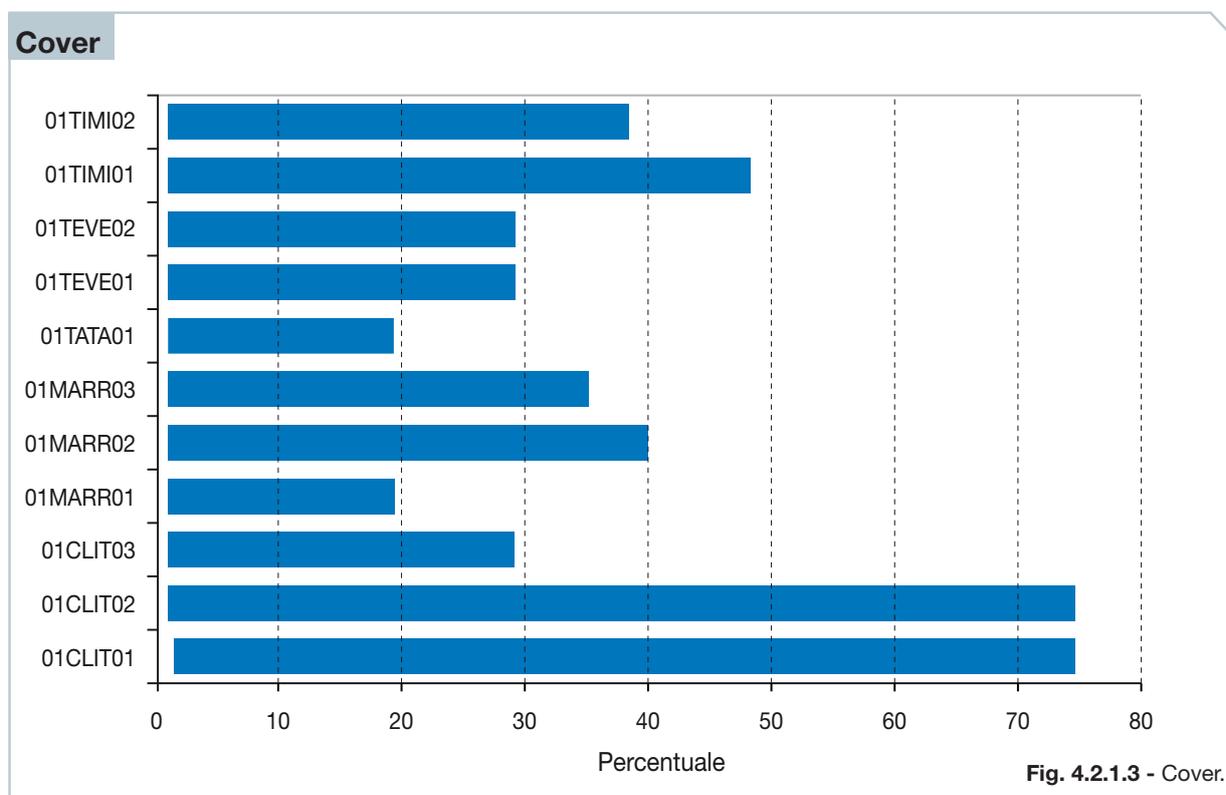
Ricovero per pesci (Tab. 4.2.1.3):

La presenza di ricovero per pesci (cover) appare sempre abbastanza elevata, con valori percentuali che variano da un minimo del 20% ad un massimo del 75%; la media di tale parametro è pari al 40.45%.

Come mostrato dalla Figura 4.2.1.3, il massimo grado di ricovero caratterizza i tratti superiori dei fiumi Clitunno (01CLIT01 - 02) e Timia (01TIMI01), mentre le percentuale meno elevate di tale parametro sono presenti nel corso superiore del torrente Marroggia (01MARR01) e nel Tatarena (01TATA01).

Numero valori	11
Minimo	20.00
Mediana	35.00
Massimo	75.00
Media	40.45
Coeff. variazione	0.47
Deviazione standard	19.16

Tab. 4.2.1.3 - Ricovero per pesci.

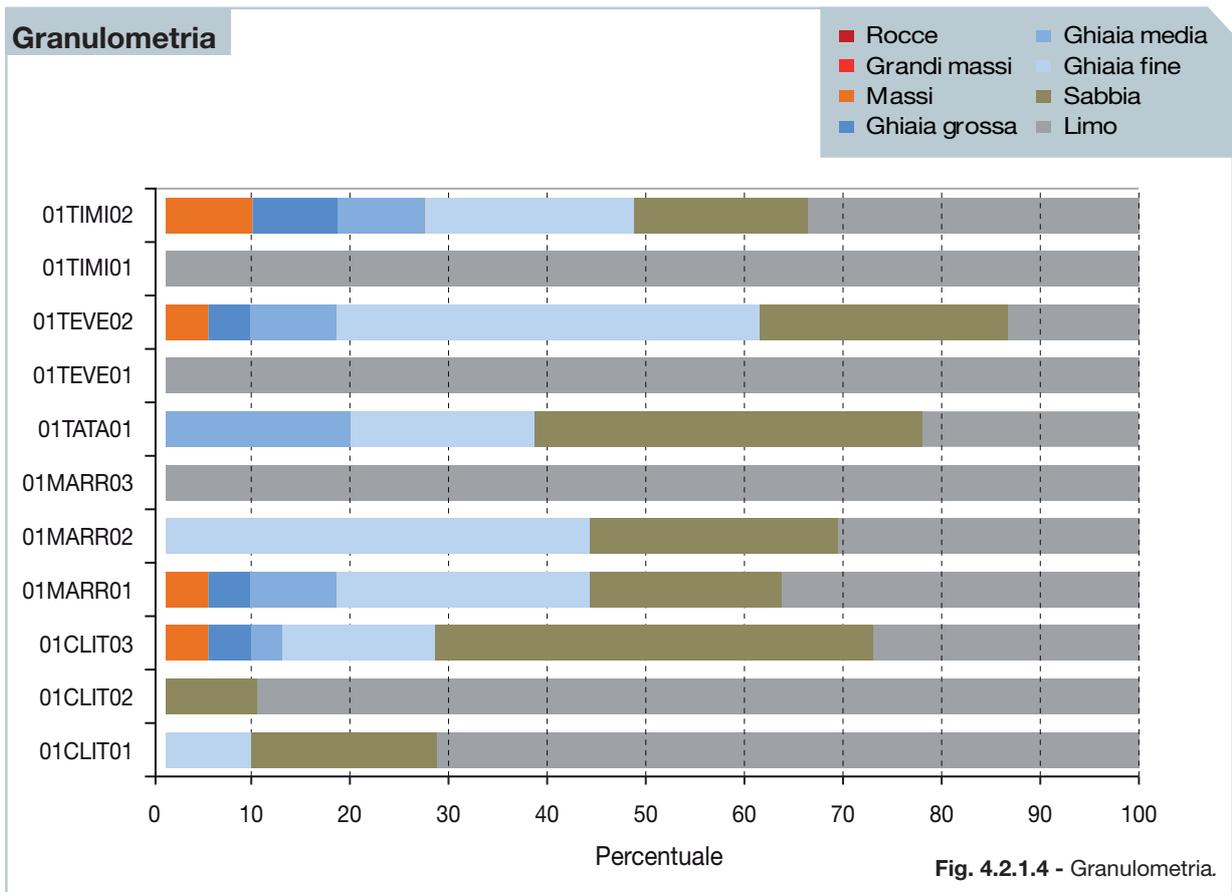


Granulometria (Tab. 4.2.1.4):

La granulometria dei settori indagati è caratterizzata dal prevalere di elementi di piccole dimensioni: rocce e i massi più grandi sono risultati del tutto assenti. I valori medi appaiono diminuire all'aumentare delle dimensioni dei clasti: la media più elevata si osserva infatti per il limo, per il quale si raggiunge una percentuale pari al 56.36% del totale degli elementi che costituiscono l'alveo fluviale dei settori indagati.

	Rocce	Grandi massi	Massi	Ghiaia grossa	Ghiaia media	Ghiaia fine	Sabbia	Limo
Numero valori	11	11	11	11	11	11	11	11
Minimo	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	10.00
Mediana	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	15.00	20.00	40.00
Massimo	0.00	0.00	10.00	10.00	20.00	40.00	40.00	100.00
Media	0.00	0.00	2.27	2.27	5.00	15.00	19.09	56.36
Coeff. variazione			1.51	1.51	1.34	1.00	0.79	0.64
Deviazione standard	0.00	0.00	3.44	3.44	6.71	15.00	15.14	35.85

Tab. 4.2.1.4 – Granulometria.



L'analisi della composizione granulometrica delle diverse stazioni di campionamento è illustrata nella figura 4.2.1.4: è possibile osservare come in tre situazioni (01TIMI01, 01MARR03 e 01TEVE01) l'alveo appaia costitu-

ito da una composizione molto omogenea e completamente dominata dalla presenza di limo; tale elemento è predominante anche nel corso superiore del fiume Clitunno, dove si rinviene unitamente a basse percentuali di sabbia (01CLIT02) o di sabbia e ghiaia fine (01CLIT01). Altrove la composizione del fondo appare più eterogenea, con copresenza di clasti di dimensioni diverse in proporzioni più equilibrate: nel tratto più a monte del Marroggia (01MARR01) ed in quello terminale del Timia (01TIMI02) è sempre il limo ad essere prevalente, nella parte terminale del Clitunno (01CLIT03) e nel Tatarena (01TATA01) è la sabbia a dominare, mentre la ghiaia fine è più abbondante nel tratto più a valle del Teverone (01TEVE02) ed in quello intermedio del Marroggia (01MARR02).

Morfologia fluviale (Tab. 4.2.1.5):

La morfologia fluviale dei settori indagati si caratterizza per la presenza di una buona eterogeneità, che vede tuttavia il prevalere di tratti a *run*, sulle buche e sulle zone a corrente più rapida e mossa: il valore medio dei tratti a *riffle*, infatti, supera appena il 14%, quello delle buche è pari al 24.55%, mentre i *run* sono presenti in media per il 61.36% del tratto indagato.

	Riffle	Pool	Run
Numero valori	11	11	11
Minimo	0.00	0.00	20.00
Mediana	5.00	20.00	55.00
Massimo	40.00	50.00	100.00
Media	14.09	24.55	61.36
Coeff. variazione	1.21	0.79	0.39
Deviazione standard	17.00	19.42	24.20

Tab. 4.2.1.5 - Morfologia fluviale.

Un solo settore fluviale si caratterizza per una perfetta omogeneità (01CLIT02), data dalla presenza esclusiva di *run* (Fig. 4.2.1.5), mentre quattro settori sono costituiti da un’alternanza di *pool* e *run* (01CLIT01, 01CLIT03, 01TEVE01 e 01MARR03) e uno da quella *riffle* e *run* (01TIMI02).

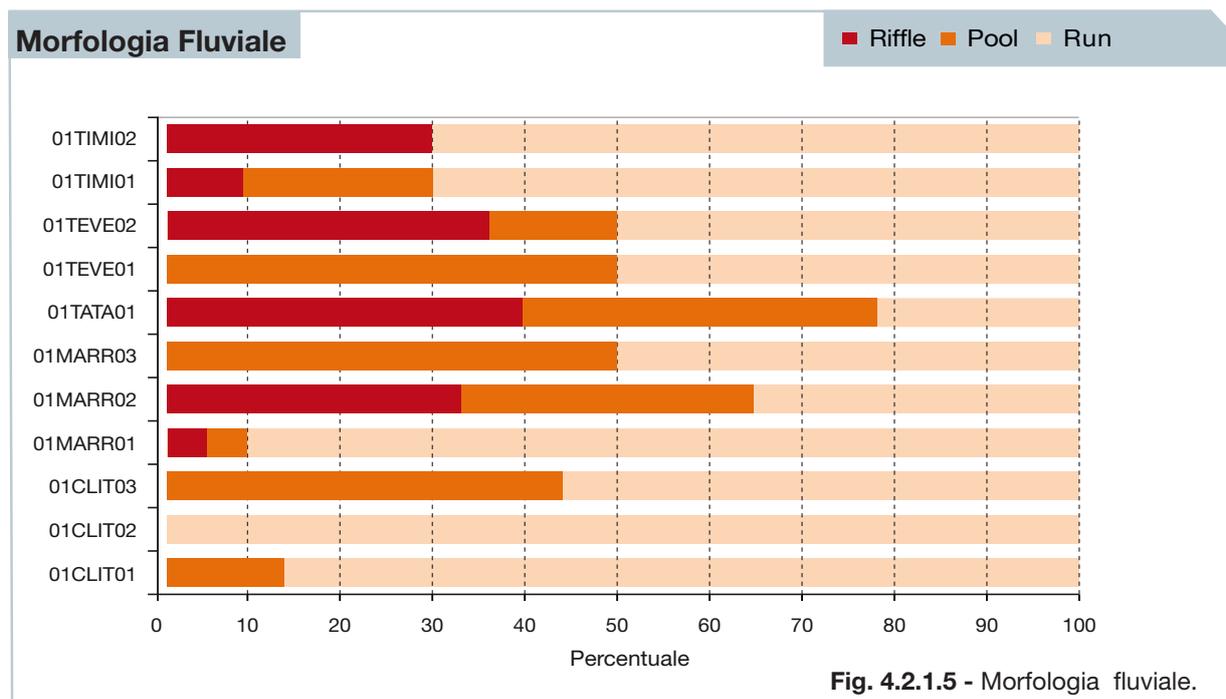


Fig. 4.2.1.5 - Morfologia fluviale.

4.2.2 Parametri morfo-idrologici

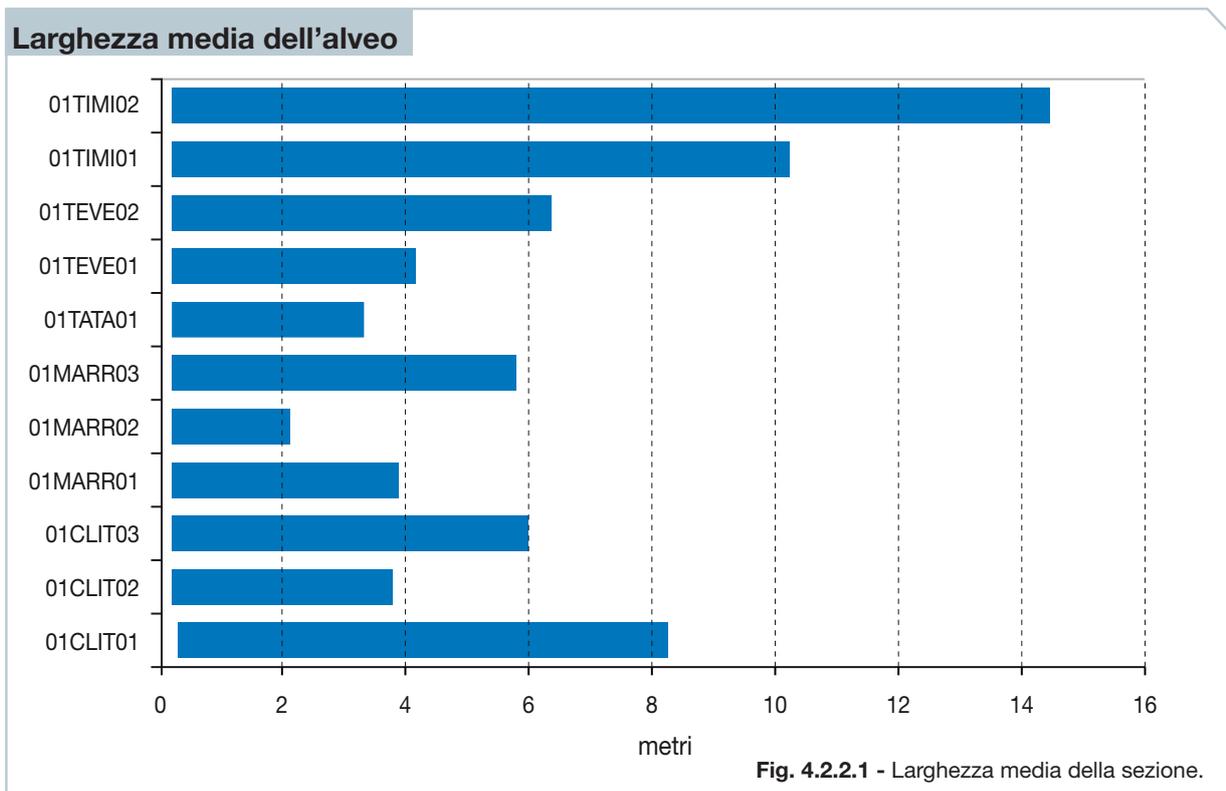
Larghezza media della sezione (Tab. 4.2.2.1):

I corsi d'acqua indagati risultano di modeste dimensioni: la larghezza media dell'alveo è, infatti, di 6.34 m, con valori compresi in un intervallo oscillante da un minimo di 2.40 m ad un massimo di 14.5 m.

I valori maggiori di larghezza stati registrati nell'intero corso del fiume Timia (01TIMI01 e 01TIMI02) e nel tratto più a monte del fiume Clitunno (01CLIT01), mentre il Marroggia ed il Tatarena si caratterizzano per avere dimensioni nettamente più modeste rispetto agli altri corsi d'acqua. Nel fiume Clitunno e nel torrente Marroggia non si osserva una regolare sequenza monte-valle di aumento della larghezza media della sezione, ma ciò appare ampiamente giustificato dalla lunga serie di interventi umani di sagomatura degli alvei che hanno caratterizzato l'area da numerosissimi anni a questa parte (Fig. 4.2.2.1).

Numero valori	11
Minimo	2.40
Mediana	5.60
Massimo	14.50
Media	6.34
Coeff. variazione	0.57
Deviazione standard	3.63

Tab.4.2.2.1 - Larghezza media.



Profondità media dell'alveo (Tab. 4.2.2.2):

La profondità dell'alveo presenta un valore medio pari a 0.62 m ed oscilla in un intervallo compreso fra un minimo di 0.20 ed un massimo di 1.61 m.

Come è possibile osservare nella figura 4.2.2.2 il settore intermedio del fiume Clitunno (01CLIT02) presenta in assoluto il valore di profondità più elevato fra tutti i tratti indagati. Profondità superiori alla media caratterizzano anche i settori superiori dei fiumi Clitunno (01CLIT01) e Timia (01TIMI01), mentre le due stazioni poste più a monte del torrente Marroggia (01MARR01 e 01MARR02) si contraddistinguono per possedere tiranti idraulici molto modesti.

Numero valori	11
Minimo	0.20
Mediana	0.43
Massimo	1.61
Media	0.62
Coeff. variazione	0.73
Deviazione standard	0.45

Tab.4.2.2.2 - Profondità media dell'alveo.

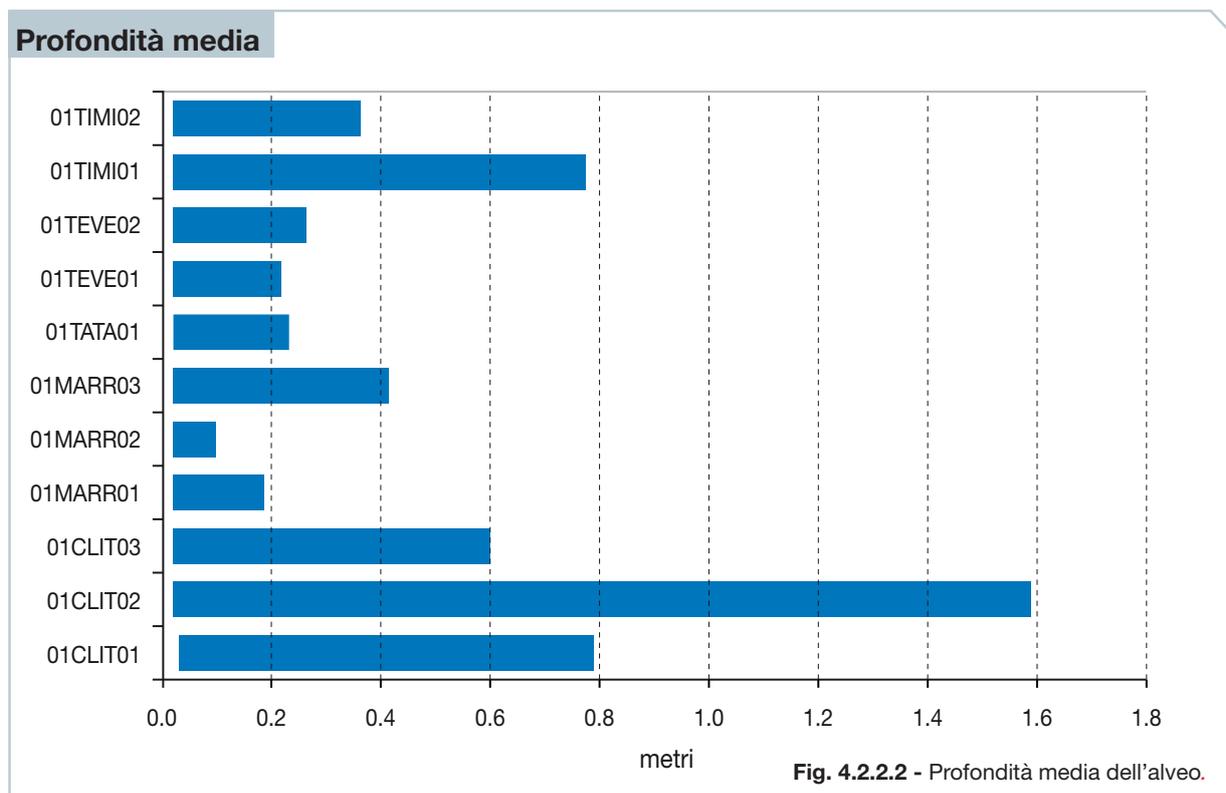


Fig. 4.2.2.2 - Profondità media dell'alveo.

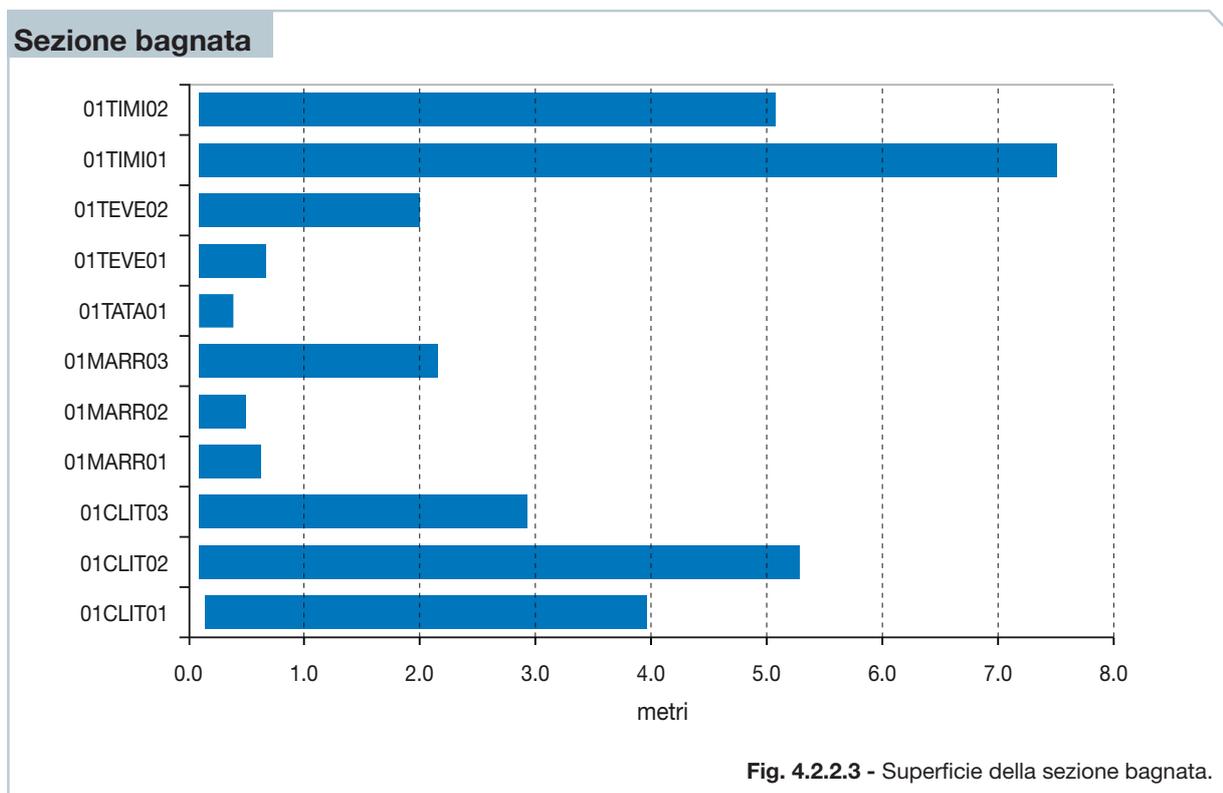
Superficie della sezione bagnata (Tab. 4.2.2.3):

La superficie della sezione presenta nei tratti campionati un valore medio pari a 2.09 m² ed oscilla in un intervallo compreso fra un minimo di 0.44 ed un massimo di 7.70 m².

Come è possibile osservare nella figura 4.2.2.3, le sezioni in assoluto più ampie si riscontrano nel fiume Timia (01TIMI01 e 01TIMI02) e nel fiume Clitunno (01CLIT01 e 01CLIT03); al contrario il Teverone, il Marroggia ed il Tatarena si contraddistinguono, soprattutto nei loro tratti più a monte, per possedere le superfici più ridotte.

Numero valori	11
Minimo	0.44
Mediana	2.28
Massimo	7.70
Media	2.90
Coeff. variazione	0.84
Deviazione standard	2.43

Tab. 4.2.2.3 - Superficie della sezione.



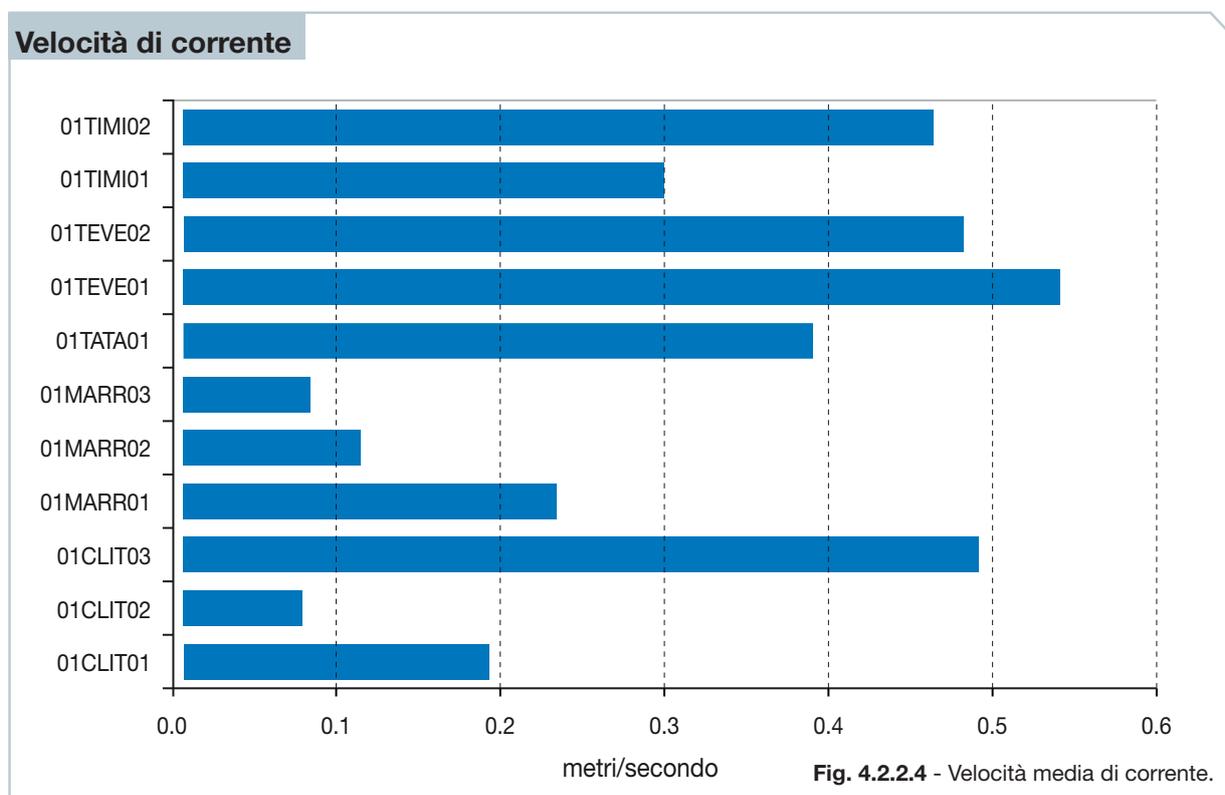
Velocità media di corrente (Tab. 4.2.2.4):

I corsi d'acqua dell'area indagata sono caratterizzati da una velocità di corrente che appare in generale abbastanza contenuta: i valori di tale parametro, infatti, risultano compresi in un intervallo che oscilla fra un minimo di 0.07 m/sec ad un massimo di 0.55 m/sec, con una media pari a 0.31 m/sec.

La figura 4.2.2.4 mostra il dettaglio dei valori riscontrati nelle singole sezioni correntometriche: velocità elevate si riscontrano in entrambe le stazioni di campionamento del Tima (01TIMI01 e 01TIMI02) ed in quelle più a monte del Teverone (01TEVE01e 01TEVE02), come anche nel torrente Tatarena (01TATA01). Il settore terminale del fiume Clitunno (01CLIT03) si caratterizza per avere una corrente abbastanza elevata e comunque maggiore rispetto a settori posti più a monte (01CLIT01-02), mentre nel torrente Marroggia la velocità tende progressivamente a ridursi lungo il profilo longitudinale, raggiungendo valori molto modesti nel tratto più a valle (01MARR03).

Numero valori	11
Minimo	0.07
Mediana	0.31
Massimo	0.55
Media	0.31
Coeff. variazione	0.57
Deviazione standard	0.18

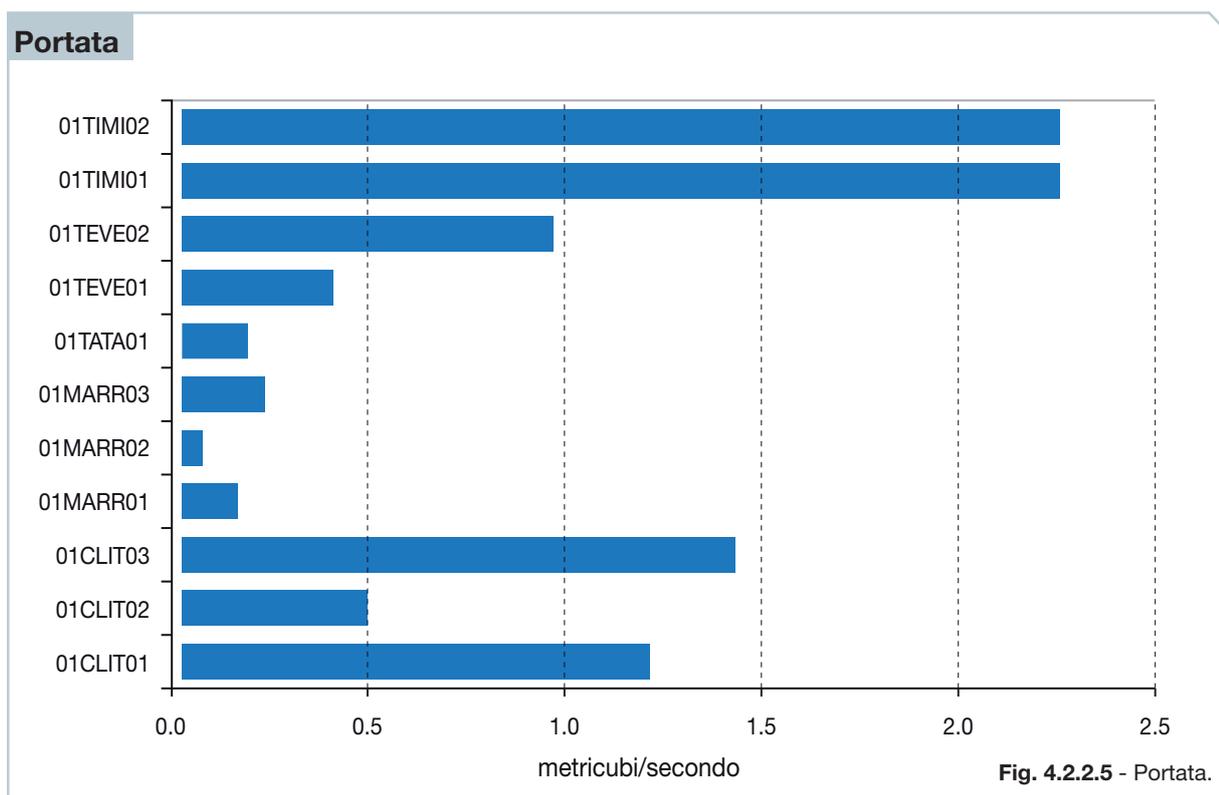
Tab.4.2.2.4 - Velocità di corrente.



Portata (Tab. 4.2.2.5):

Le portate riscontrate nell'area indagata appaiono complessivamente abbastanza modeste, anche se molto variabili in funzione delle diverse dimensioni assunte dai vari corsi d'acqua. I valori di tale parametro, infatti, risultano compresi in un intervallo che oscilla fra un minimo di 0.06 m³/sec ad un massimo di 2.36 m³/sec, con una media pari a 0.89 m³/sec.

Numero valori	11
Minimo	0.06
Mediana	0.51
Massimo	2.36
Media	0.89
Coeff. variazione	0.97
Deviazione standard	0.86

Tab. 4.2.2.5 - Portata.

La figura 4.2.2.5 mostra il dettaglio dei valori riscontrati nelle singole sezioni correntometriche: le maggiori portate si riscontrano nei fiumi Timia (01TIMI01 e 01TIMI02) e Clitunno (01CLIT01-03); nel Teverone la stazione posta più a valle (01TEVE02) fa registrare un notevole incremento rispetto alla situazione presente poco più a monte (01TEVE01), mentre il torrente Marroggia ed il Tatarena si contraddistinguono per avere portate assai modeste.

4.2.3 Parametri fisico-chimici

Temperatura dell'acqua (Tab. 4.2.3.1):

La temperatura risulta abbastanza variabile: ciò può essere messo in relazione alla diversa alimentazione che caratterizza i corsi d'acqua indagati, ma anche ai differenti periodi in cui il campionamento è stato condotto. La temperatura media, infatti, risulta abbastanza elevata e pari a 17.37 °C, ma i valori oscillano in un range molto ampio che varia da un minimo di 11.90 ad un massimo di 22.80 °C.

Il grafico della figura 4.2.3.1 evidenzia la presenza di una netta tendenza della temperatura dell'acqua ad incrementare lungo il gradiente longitudinale; l'unica eccezione sembra rappresentata dal torrente Marroggia. Le massime temperature sono state, infatti, osservate nel fiume Teverone, nel suo tratto terminale (01TEVE02) e nell'intero corso del fiume Timia (01TIMI01-02), mentre quelle più basse caratterizzano il fiume Clitunno nel suo tratto più prossimo alla sorgente (01CLIT01-02).

Numero valori	11
Minimo	11.90
Mediana	17.80
Massimo	22.80
Media	17.37
Coeff. variazione	0.20
Deviazione standard	3.41

Tab.4.2.3.1 - Temperatura dell'acqua.

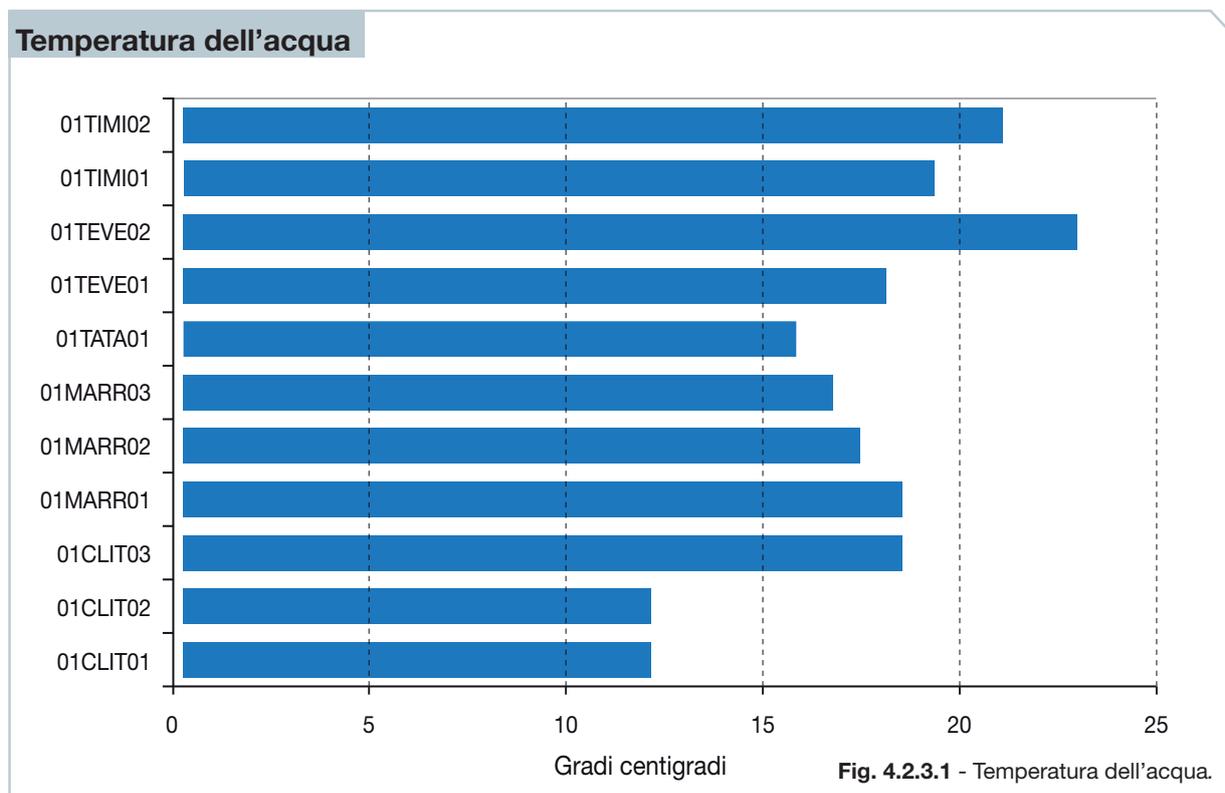


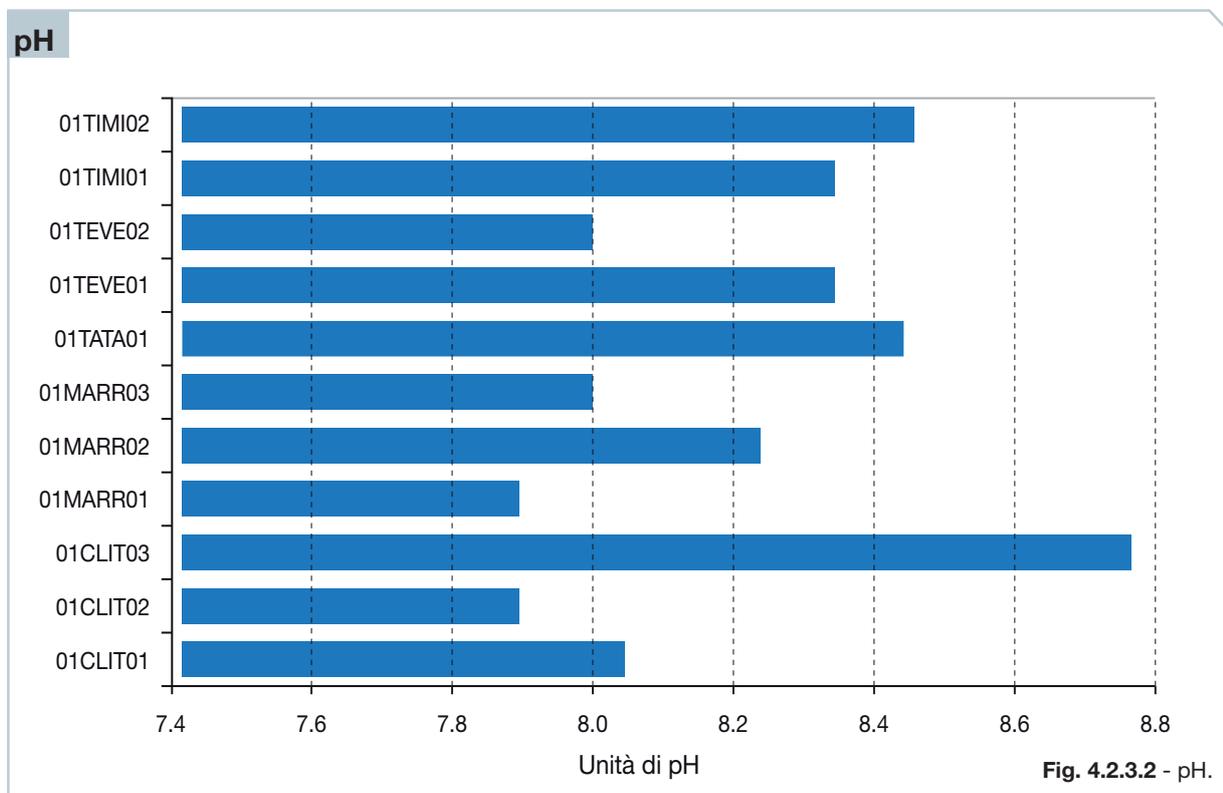
Fig. 4.2.3.1 - Temperatura dell'acqua.

pH (Tab. 4.2.3.2):

Il pH dei corsi d'acqua indagati appare sempre in serie alcalina e fa registrare valori che risultano abbastanza elevati e variabili da una stazione ad un'altra: la media di tale parametro, infatti, è pari a 8.24 mentre i valori oscillano in un intervallo compreso fra un minimo di 7.90 ed un massimo di 8.78 unità.

Il grafico della figura 4.2.3.2 non evidenzia la presenza di tendenze o gradienti particolari, ma piuttosto i valori di tale parametro sembrano variare da una stazione all'altra in modo abbastanza irregolare. I massimi valori sono stati osservati nel tratto terminale del fiume Clitunno (01CLIT03), dove si registra un pH particolarmente elevato, mentre quelli minimi sono caratteristici sempre del Clitunno, nel suo tratto intermedio (01CLIT02), e della parte superiore del torrente Marroggia (01MARR01). pH abbastanza elevati, comunque, caratterizzano anche il torrente Tatarena (01TATA01) ed il tratto più a valle del fiume Timia (01TIMI02).

Numero valori	11
Minimo	7.90
Mediana	8.27
Massimo	8.78
Media	8.24
Coeff. variazione	0.03
Deviazione standard	0.28

Tab.4.2.3.2 - pH.

Conducibilità elettrica specifica (Tab. 4.2.3.3):

La conducibilità elettrica specifica varia fra un minimo di 555.00 ad un massimo di 904.00 $\mu\text{S}/\text{sec}$, con una media di 722.73 $\mu\text{S}/\text{sec}$.

Il torrente Tatarena (01TATA01) risulta fra tutti i corsi d'acqua indagati quello caratterizzato dal valore più basso di tale parametro, mentre al contrario è la stazione più a valle del Teverone (01TEVE02) che fa registrare il valore massimo. (Fig. 4.2.3.3)

Numero valori	11
Minimo	555.00
Mediana	735.00
Massimo	904.00
Media	722.73
Coeff. variazione	0.13
Deviazione standard	92.80

Tab.4.2.3.3 - Conducibilità.

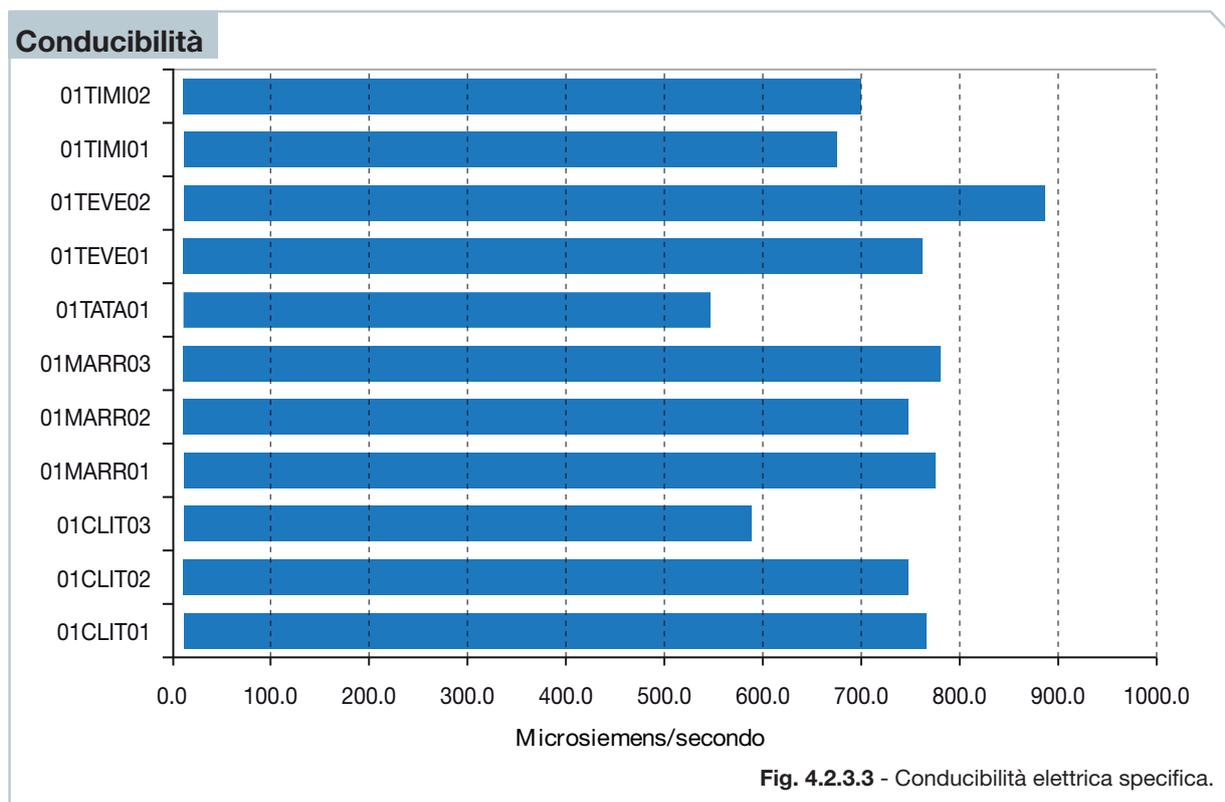


Fig. 4.2.3.3 - Conducibilità elettrica specifica.

Ossigeno disciolto (Tab. 4.2.3.4):

L'ossigeno disciolto appare estremamente variabile da un corso d'acqua all'altro, con valori che in alcuni casi risultano particolarmente bassi. Tale parametro, infatti, presenta un valore medio pari a 6.08 mg/l ed oscilla in un intervallo che ha come estremi il minimo di 1.70 mg/l ed il massimo di 9.40 mg/l.

L'intero corso del fiume Clitunno (01CLIT01 - 03), il torrente Tatarena (01TATA01) e la stazione intermedia del torrente Marroggia (01MARR02) risultano i settori fluviali caratterizzati dalle maggiori concentrazione di ossigeno (Fig. 4.2.3.4), mentre al contrario nella stazione più a valle del Marroggia (01MARR03) e nell'intero Teverone (01TEVE01-02) sono presenti le situazioni più compromesse.

Numero valori	11
Minimo	1.70
Mediana	7.66
Massimo	9.40
Media	6.08
Coeff. variazione	0.52
Deviazione standard	3.13

Tab. 4.2.3.4 - Ossigeno disciolto.

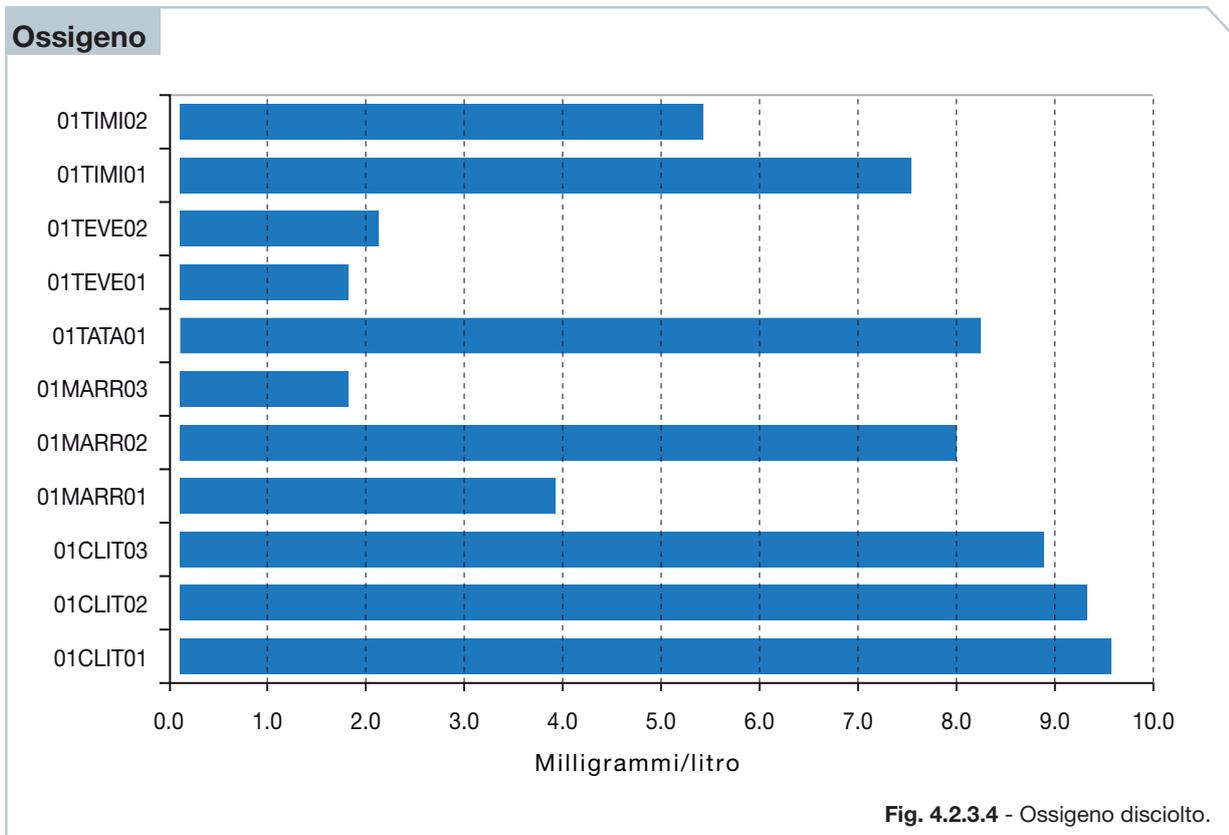


Fig. 4.2.3.4 - Ossigeno disciolto.

Ossigeno percentuale (Tab. 4.2.3.5):

L'ossigeno, espresso come percentuale rispetto ai valori di saturazione, conferma quanto emerso dall'analisi del parametro precedente e denuncia la presenza di una situazione che in alcuni casi appare molto compromessa per l'esistenza di un pronunciato deficit di ossigeno, molto probabilmente da imputare alla presenza di un elevato carico organico nelle acque. Le percentuali di ossigeno rilevate in alcune stazioni di campionamento, infatti, risultano particolarmente basse e mai si può segnalare la presenza di sovrasaturazione. L'ossigeno, infatti, presenta un valore medio pari al 61.72% ed oscilla in un intervallo che ha come estremi una percentuale minima del 17.40% ed una massima del 96.60%.

Così come per la concentrazione di ossigeno disciolto, l'intero corso del fiume Clitunno (01CLIT01-03), il torrente Tatarena (01TATA01) e la stazione intermedia del torrente Marroggia (01MARR02) sono i settori in cui le percentuali sono più elevate, mentre al contrario nella stazione più a valle del Marroggia (01MARR03) e nell'intero Teverone (01TEVE01-02) sono presenti le situazioni più deficitarie (Fig. 4.2.3.5).

Numero valori	11
Minimo	17.40
Mediana	65.00
Massimo	96.60
Media	61.72
Coeff. variazione	0.48
Deviazione standard	29.89

Tab. 4.2.3.5 - Ossigeno percentuale.

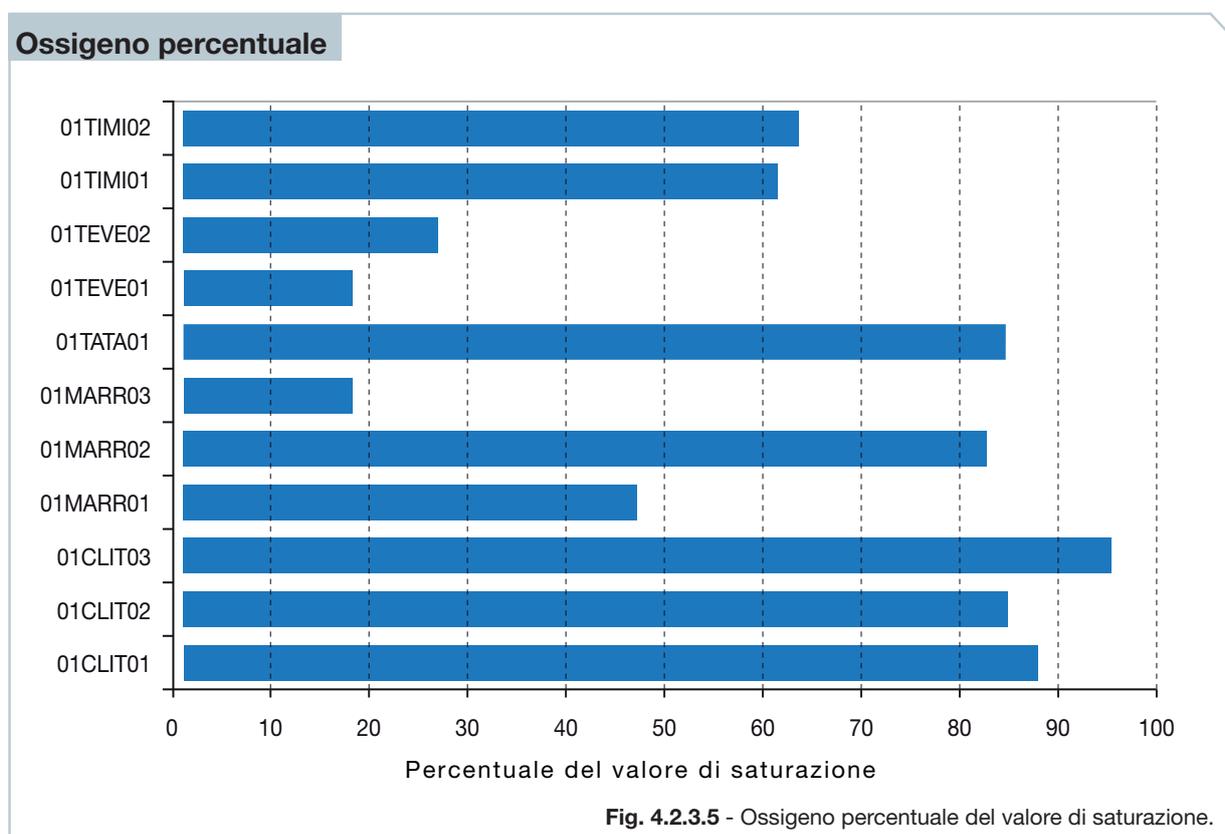


Fig. 4.2.3.5 - Ossigeno percentuale del valore di saturazione.

4.3 Analisi delle comunità ittiche

Le specie rinvenute nel corso della ricerca sono pari a 21, una delle quali (lampreda di ruscello) non è un pesce osseo, ma un *Ciclostoma* appartenente alla Classe degli Agnati (Tab. 4.3.1).

	Nome comune	Nome scientifico	Famiglia	Origine
1	Lampreda di ruscello	<i>Lampetra planeri</i> (Bloch, 1784)	<i>Petromyzontidae</i>	Indigena
2	Anguilla	<i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Anguillidae</i>	Indigena
3	Cavedano	<i>Leuciscus cephalus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Cyprinidae</i>	Indigena
4	Cavedano etrusco	<i>Leuciscus lucumonis</i> Bianco, 1982	<i>Cyprinidae</i>	Indigena
5	Vairone	<i>Telestes souffia</i> Risso, 1826	<i>Cyprinidae</i>	Indigena
6	Alborella	<i>Alburnus alburnus alborella</i> (De Filippi, 1844)	<i>Cyprinidae</i>	Esotica
7	Rovella	<i>Rutilus rubilio</i> (Bonaparte, 1837)	<i>Cyprinidae</i>	Indigena
8	Barbo del Tevere	<i>Barbus tyberinus</i> Bonaparte, 1839	<i>Cyprinidae</i>	Indigena
9	Carassio dorato	<i>Carassius auratus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Cyprinidae</i>	Esotica
10	Carpa	<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758	<i>Cyprinidae</i>	Esotica
11	Carpa erbivora	<i>Ctenopharyngodon idellus</i> (Valenciennes, 1844)	<i>Cyprinidae</i>	Esotica
12	Pseudorasbora	<i>Pseudorasbora parva</i> (Schlegel, 1842)	<i>Cyprinidae</i>	Esotica
13	Gobione	<i>Gobio gobio</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Cyprinidae</i>	Esotica
14	Cobite	<i>Cobitis bilineata</i> Canestrini, 1865	<i>Cobitae</i>	Esotica
15	Luccio	<i>Esox lucius</i> Linnaeus, 1758	<i>Esocidae</i>	Indigena
16	Trota fario	<i>Salmo trutta</i> Linnaeus, 1758	<i>Salmonidae</i>	Indigena
17	Trota iridea	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Walbaum, 1792)	<i>Salmonidae</i>	Esotica
18	Gambusia	<i>Gambusia holbrooki</i> Giraud, 1859	<i>Poeciliidae</i>	Esotica
19	Spinarello	<i>Gasterosteus aculeatus</i> Linnaeus, 1758	<i>Gasterosteidae</i>	Indigena
20	Persico sole	<i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)	<i>Centrarchidae</i>	Esotica
21	Ghiozzo dell'Arno	<i>Padogobius nigricans</i> (Canestrini, 1867)	<i>Gobidae</i>	Indigena

Tab. 4.3.1 - Elenco delle specie presenti.

Delle 21 specie presenti, 11 sono indigene (52.38%), mentre le 10 rimanenti (47.62%) sono di origine esotica; tra le specie esotiche, la carpa erbivora e la trota iridea non sono in grado di riprodursi nei corsi d'acqua indagati e pertanto possono considerarsi come specie non acclimatate. La loro presenza è conseguente ai ripopolamenti o più probabilmente è dovuta ad un'occasionale fuga da qualche laghetto di pesca sportiva. Tutte le specie rinvenute risultano già note per il bacino del fiume Topino ed osservate nel corso di precedenti ricerche (Mearelli *et al.*, 2001; Lorenzoni *et al.*, in stampa). La ricchezza di specie presunta (S) risulta pari a 23,38 specie.

A livello metodologico si precisa che per quanto riguarda l'origine del cobite e del luccio, specie ittiche per la cui provenienza ancora non è stata raggiunta una visione unanime (Bianco, 1995; Kottelat e Freyhof, 2007), sono state operate le seguenti scelte: il cobite è stato considerato esotico per l'Umbria, al contrario del luccio, considerato in questo caso indigeno.

4.3.1. Note sulla sistematica e la conservazione delle specie ittiche presenti nell'area indagata

Tra le specie indigene alcune assumono un particolare rilievo da punto di vista conservazionistico: la lampreda di ruscello, ad esempio, è inserita nell'Allegato II della Direttiva Habitat ed è elencata fra le specie protette nella Convenzione di Berna (Allegato III); viene considerata specie a basso rischio (LR/nt) secondo i criteri IUCN (1994); è indicata come parzialmente minacciata nel Libro Rosso della fauna e della flora in Italia (Pavan, 1992) e ritenuta in pericolo nel Libro Rosso degli animali d'Italia - Vertebrati (Bulgarini *et al.*, 1998).

L'anguilla è una specie indicata come parzialmente minacciata nel Libro Rosso della fauna e della flora in Italia (Pavan, 1992); non è inclusa nella lista rossa dell'IUCN (2001).

Il barbo del Tevere può essere assimilato dal punto di vista della conservazione a *Barbus plebejus*, specie inclusa negli Allegati II e V della Direttiva Habitat e nell'Allegato III della Convenzione di Berna. Le popolazioni centro-meridionali di barbo, una volta tutte attribuite a *Barbus plebejus*, sono oggi considerate da alcuni autori come appartenenti ad una specie a sé stante, *Barbus tyberinus* (Bianco, 1995). Il barbo del Po è anche ritenuto specie a più basso rischio nel Libro Rosso degli animali d'Italia-vertebrati (Bulgarini *et al.*, 1998), secondo i criteri IUCN (2001) e secondo Smith e Darwall (2006).

Il cavedano comune è considerato a basso rischio (LR/nt) secondo i criteri IUCN (2001), mentre il cavedano etrusco è un endemismo del distretto ittiogeografico Tosco-Laziale, ma non tutti concordano nel ritenerlo una specie valida (Zerunian, 2002). E' comunque inserito nell'Allegato II della Direttiva Habitat ed è considerato specie minacciata dall'IUCN (2001) e da Smith e Darwall (2006), mentre è indicato come parzialmente minacciato nel Libro Rosso della fauna e della flora in Italia (Pavan, 1992). Il cavedano etrusco è inoltre annoverato nell'Allegato III della Convenzione di Berna.

La rovella è una specie endemica dell'Italia centro-meridionale, Umbria compresa. Essa è inserita nell'Allegato II della Direttiva Habitat; viene inoltre indicata come parzialmente minacciata nel Libro Rosso della fauna e della flora in Italia (Pavan, 1992), come a più basso rischio nel Libro Rosso degli animali d'Italia - Vertebrati (Bulgarini *et al.*, 1998), come quasi minacciata (NT) secondo i criteri IUCN (2001) e in The Status and Distribution of Freshwater Fish Endemic to the Mediterranean Basin (Smith e Darwall, 2006). La rovella è elencata anche fra le specie protette nella Convenzione di Berna (Allegato III).

Recenti ricerche (Stefani *et al.*, 2004) dimostrerebbero la separazione dei vaironi italiani da quelli transalpini; sono stati proposti i binomi di *Telestes souffia* per le popolazioni transalpine e di *Telestes muticellus* per quelle italiane (Kottelat e Freyhof, 2007). Bulgarini *et al.* (1998) considerano il vairone a più basso rischio, mentre la Direttiva 92/43/CEE lo cita tra le specie animali e vegetali d'interesse comunitario la cui conservazione richiede la designazione di zone speciali di conservazione (allegato II); il vairone è inoltre elencato fra le specie protette nella Convenzione di Berna (allegato III).

Le popolazioni italiane di cobite (*Cobitis bilineata*) sono oggi ritenute separate da quelle transalpine (*Cobitis taenia*) (Kottelat e Freyhof, 2007). Sebbene la specie sia endemica dei corsi d'acqua italiani, per alcuni autori il suo areale originario sarebbe limitato alle sole regioni settentrionali (Bianco, 1993; Kottelat e Freyhof, 2007), mentre per altri comprenderebbe anche l'Umbria (Zerunian, 2002). La specie è annoverata nell'Allegato III della Convenzione di Berna ed è ritenuta a più basso rischio per l'IUCN (2001), per il Libro Rosso degli Animali d'Italia - Vertebrati (Bulgarini *et al.*, 1998) e allo stesso modo è citata in The Status and Distribution of Freshwater Fish Endemic to the Mediterranean Basin (Smith e Darwall, 2006).

Padogobius nigricans è inserito nell'Allegato II della Direttiva Habitat ed è considerato specie vulnerabile secondo i criteri IUCN (2001). Il ghiozzo di ruscello è anche elencato fra le specie protette nella Convenzione di Berna (Allegato III); è indicato come parzialmente minacciato nel Libro Rosso della fauna e della flora in Italia (Pavan, 1992) e come in pericolo nel Libro Rosso degli animali d'Italia - Vertebrati (Bulgarini *et al.*, 1998). Endemica dei corsi d'acqua del bacino del Mediterraneo, la specie è infine ritenuta vulnerabile in The Status and Distribution of Freshwater Fish Endemic to the Mediterranean Basin (Smith e Darwall, 2006). Fortunatamente, il ghiozzo padano (*Padogobius martensii*) non è ancora riuscito ad espandere la propria presenza nel bacino del Chiascio-Topino: questa specie esotica per l'Umbria, infatti, rappresenta una seria minaccia per il ghiozzo di ruscello per l'esistenza tra i due di fenomeni competitivi.

Lo spinarello è una specie indicata come minacciata nel Libro Rosso della fauna e della flora in Italia (Pavan, 1992) e come vulnerabile nel Libro Rosso degli Animali d'Italia - Vertebrati (Bulgarini *et al.*, 1998); è inoltre attribuita alla categoria LR/nt dall'IUCN (2001). La sistematica del genere *Gasterosteus* è stata di recente ampiamente riconsiderata, con la creazione di alcune nuove specie. Il binomio *Gasterosteus aculeatus*, per chi considera valida questa nuova impostazione, è oggi ristretto ad alcune popolazioni delle acque dolci dell'Europa Orientale e agli ambienti costieri dell'Europa settentrionale. Le popolazioni delle regioni occidentali e del Mediterraneo vengono, invece, considerate come appartenenti alla specie *Gasterosteus gymnurus* Cuvier, (Kottelat e Freyhof, 2007).

La trota fario è considerata come parzialmente minacciata nel Libro Rosso della fauna e della flora in Italia (Pavan, 1992) ed è inclusa nella categoria di rischio LR/nt per l'IUCN (2001). Bulgarini *et al.* (1998) ritengono le informazioni disponibili carenti per poter dare un giudizio sullo stato di conservazione della specie. Oggi si discute della possibilità che tutte le popolazioni autoctone italiane di trota fario, la cui presenza è stata accertata anche in Umbria (Lorenzoni *et al.*, 2003), possano essere assimilate a *Salmo macrostigma*, specie inserita nell'Allegato II della Direttiva Habitat e considerata da Smith e Darwall (2006) come avente dati carenti (DD) per definirne lo status di conservazione.

4.3.2. Distribuzione e frequenza delle specie ittiche

Per quanto riguarda la diffusione delle diverse specie nell'area in esame, la tabella 4.3.2.1 riporta la presenza delle diverse specie ittiche nelle singole stazioni indagate: in due casi non è stata rilevata la presenza di fauna ittica (01MARR01 e 01MARR02). Ciò probabilmente può essere imputato all'assenza di acqua che ha caratterizzato tali settori fluviali nel periodo estivo. Le stazioni con la più alta ricchezza di specie sono date da due settori fluviali presenti uno nel fiume Teverone (01TEVE01) e l'altro nel Clitunno (01CLIT02), dove è stata registrata la presenza di 12 specie ittiche.

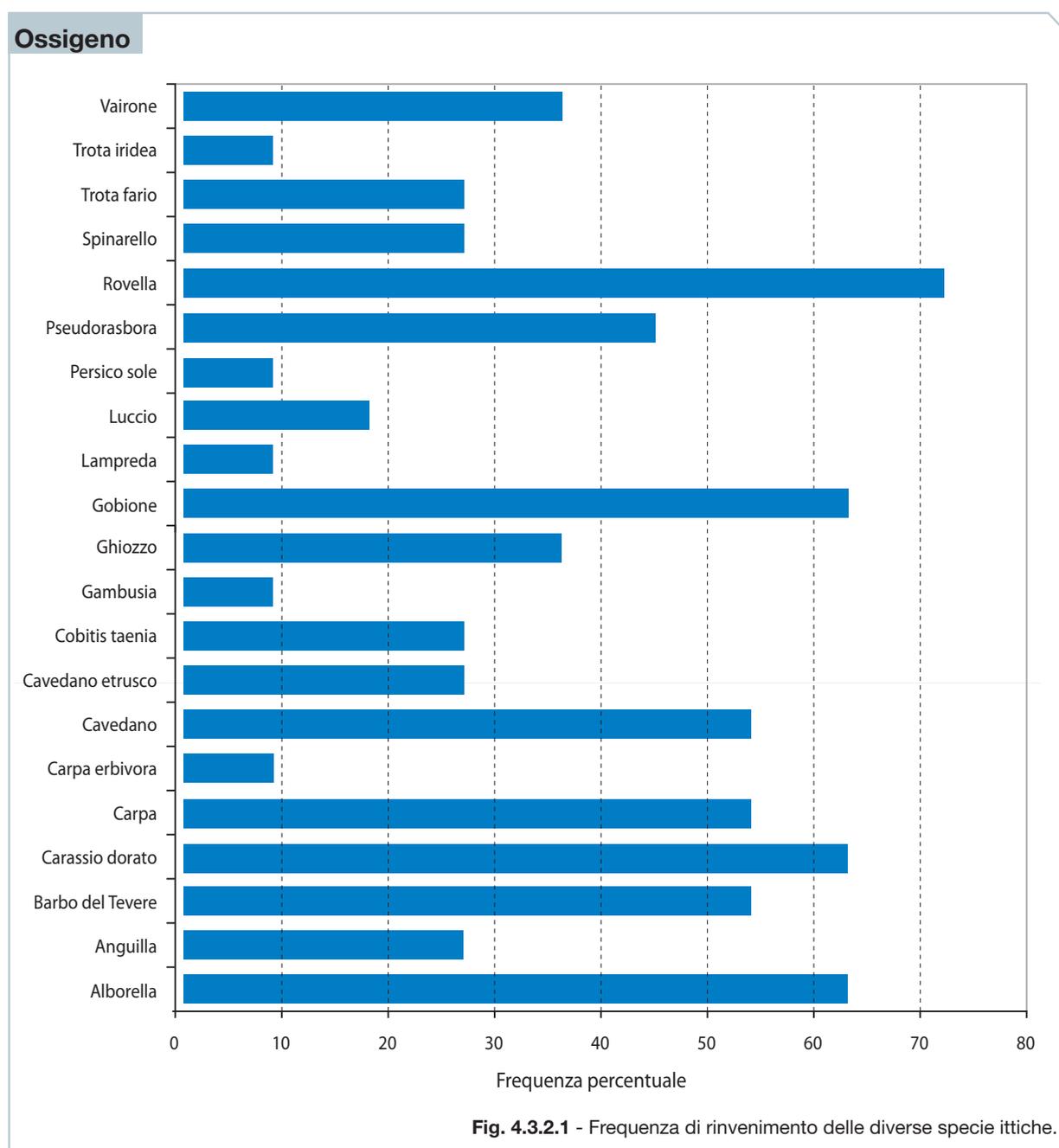
	CLIT 01	CLIT 02	CLIT 03	MARR 01	MARR 02	MARR 03	TATA 01	TEVE 01	TEVE 02	TIMI 01	TIMI 02
Alborella		X				X	X	X	X	X	X
Anguilla		X						X	X		
Barbo del Tevere	X	X	X				X	X			X
Carassio dorato		X				X	X	X	X	X	X
Carpa		X				X	X	X	X	X	
Carpa erbivora		X									
Cavedano		X	X				X	X	X	X	X
Cavedano etrusco								X		X	X
Cobitis taenia							X		X		X
Gambusia										X	
Ghiozzo di ruscello			X				X	X			X
Gobione			X			X	X	X	X	X	X
Lampreda			X								
Luccio			X							X	
Persico sole								X			
Pseudorasbora						X	X	X	X	X	
Rovella		X	X			X	X	X	X	X	X
Spinarello	X	X	X								
Trota fario	X	X	X								
Trota iridea		X									
Vairone	X	X					X				X

Tab 4.3.2.1 - Specie presenti nelle stazioni di campionamento.

La specie più diffusa è l'indigena rovela, risultata presente in più del 70% dei settori indagati; molto diffuse sono anche 3 specie ittiche esotiche e precisamente alborella, carassio dorato e gobione che raggiungono ognuna una percentuale di presenza pari al 64% dei siti indagati.

Per quanto riguarda la composizione in specie, il fiume Clitunno si differenzia nettamente dagli altri corsi d'acqua: carpa erbivora, lampreda di ruscello, spinarello, trota fario e trota iridea sono infatti tutte specie ittiche risultate presenti in tale fiume ma assenti negli altri; cavedano etrusco, cobite e pseudorasbora, al contrario, sono ampiamente diffusi nel resto dell'area indagata ma assenti dal Clitunno. Il luccio è risultato presente in un settore fluviale del Clitunno (01CLIT03) ed in uno del Timia (01TIMI01), la gambusia esclusivamente nel tratto superiore del Timia (01TIMI01), mentre il persico sole nell'alto corso del Teverone (01TEVE01).

Sulla base della composizione in specie, il settore più prossimo alle sorgenti del fiume Clitunno (01CLIT01) può essere attribuito alla zona inferiore della trota, mentre tutto il resto dell'area indagata possiede comunità ittiche assimilabili alla zona del barbo. In ciò si conferma pienamente quanto emerso nel corso di precedenti ricerche (Mearelli *et al.*, 2001; Lorenzoni, 2003; Lorenzoni *et al.*, in stampa).



4.3.3. Abbondanza della fauna ittica

La densità media calcolata per il bacino indagato è pari a 3.26 ind/m² ed i valori oscillano fra un minimo di 0.00 ed un massimo di 14.24 ind/m²; la variabilità del campione è piuttosto elevata ed il coefficiente di variazione è pari al 153.00%.

Lo standing crop medio osservato è pari a 67.15 g/m² ed i valori di tale parametro sono compresi in un intervallo che va da 0.00 a 174.80 g/m²; in questo caso la variabilità del campione è solo leggermente più contenuta, con un coefficiente di variazione pari al 107% (Tab. 4.3.3.1). Nell'area indagata, quindi, l'abbondanza della fauna ittica risulta molto elevata, infatti, gli aggiornamenti della Carta Ittica (Lorenzoni *et al.*, in stampa) hanno calcolato per il bacino complessivo dei fiumi Chiascio e Topino dei valori medi di densità e standing crop notevolmente più bassi e pari rispettivamente a 1.11 ind/m² e 21.14 g/m². Per avere un utile riferimento, si può ricordare che una quantità di pesce superiore o pari a 20 g/m² viene di solito considerata come abbondante per i popolamenti a salmonidi, mentre questo limite sale a 40 g/m² per i popolamenti ciprinicoli (Coles *et al.*, 1988).

Il grafico della figura 4.3.3.1 permette di confrontare i valori di densità e standing crop raggiunti nelle singole stazioni di campionamento indagate. In generale è possibile osservare come il comportamento dei due parametri sia molto simile: ad alte densità corrispondono valori della biomassa areale altrettanto elevati e viceversa; fa eccezione il tratto superiore del fiume Teverone (01TEVE01) dove ad una biomassa areale molto alta non corrisponde una densità altrettanto elevata: ciò è sicuramente dovuto al prevalere in tale settore di esemplari aventi dimensioni medie ragguardevoli. I valori in assoluto più elevati di densità sono infatti raggiunti nel torrente Tatarena (01TATA01) e nell'intero Timia (01TIMI01-02), mentre per quanto riguarda lo standing crop a tali settori fluviali si aggiunge la porzione più a monte del fiume Teverone (01TEVE01).

	Densità (ind/m ²)	Standing crop (g/m ²)
Numero valori	11	11
Minimo	0.00	0.00
Mediana	0.35	39.09
Massimo	14.34	174.80
Media	3.26	67.15
Coeff. variazione	1.53	1.07
Deviazione standard	4.99	72.07

Tab 4.3.3.1 - Abbondanza della fauna ittica.

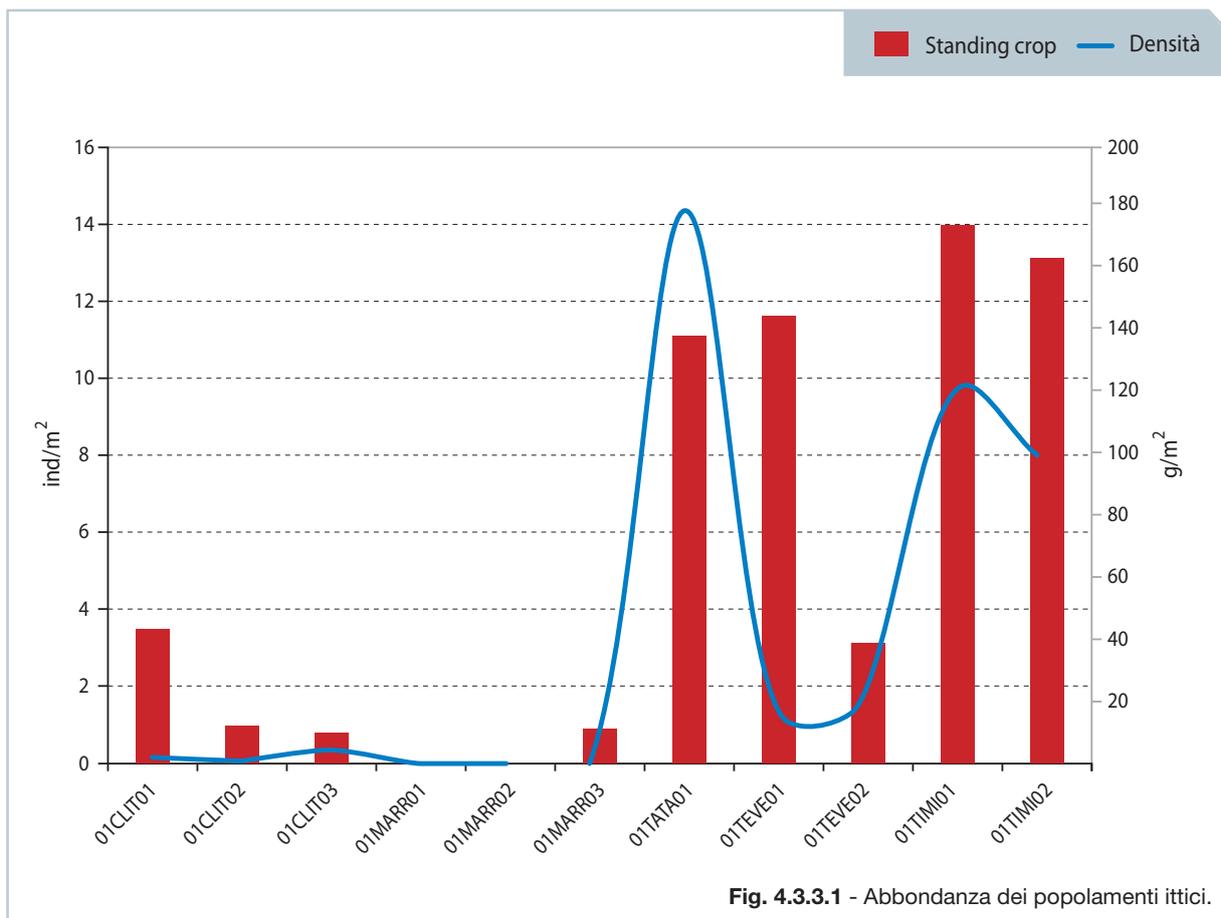


Fig. 4.3.3.1 - Abbondanza dei popolamenti ittici.

4.3.4. Indici di comunità

Ricchezza di specie (R)

Il numero delle specie presenti nelle singole stazioni di campionamento varia da un minimo di 0.00 ad un massimo di 12.00, con un valore medio abbastanza elevato e pari a 7.64; il coefficiente di variazione raggiunge la percentuale del 59%, indicando la presenza di una variabilità abbastanza elevata (Tab. 4.3.4.1). La ricchezza di specie dell'area indagata risulta mediamente più elevata rispetto a quanto rilevato nel corso degli aggiornamenti della Carta Ittica per l'intero bacino dei fiumi Chiascio e Topino (valore medio di R = 6.57) (Lorenzoni *et al.*, in stampa).

Numero valori	11
Minimo	0.00
Mediana	9.00
Massimo	12.00
Media	7.64
Coeff. variazione	0.59
Deviazione standard	4.50

Tab. 4.3.4.1 - Ricchezza di specie.

Richness

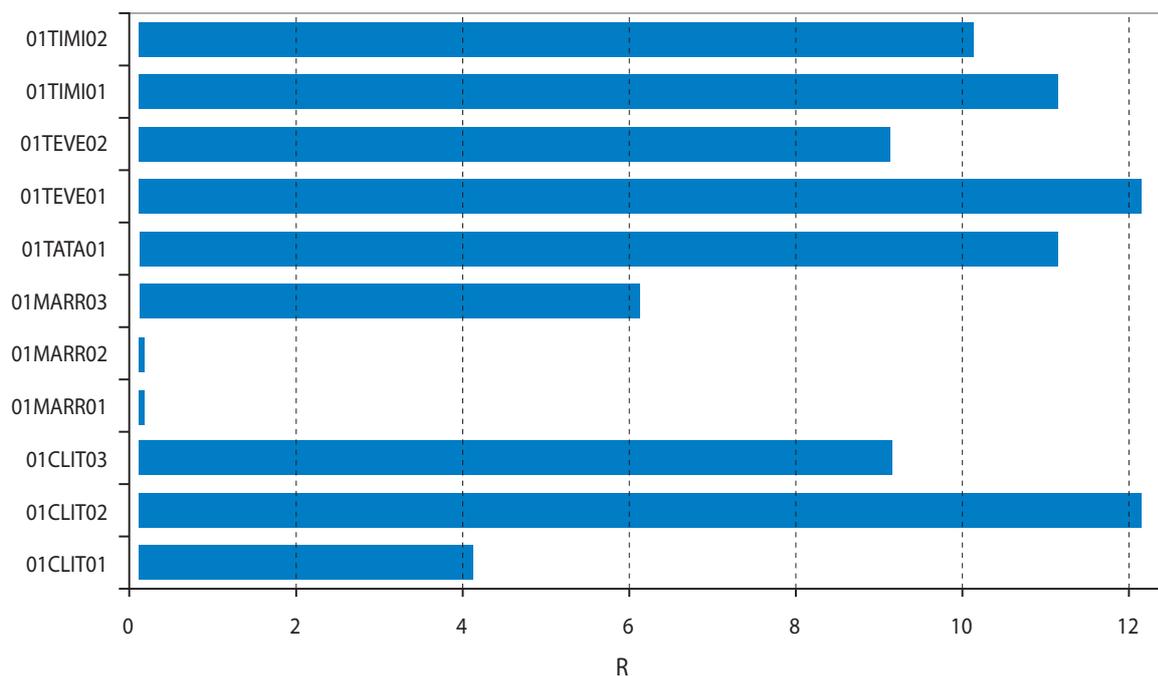


Fig. 4.3.4.1 - Ricchezza di specie.

Le comunità ittiche non sono mai monospecifiche ($R = 1$), ma di solito ciò rappresenta la norma nei settori fluviali attribuibili alla zone inferiore della trota e del barbo, come nel caso dei corsi d'acqua indagati. Come già detto in precedenza, la ricchezza di specie raggiunge il valore massimo nel fiume Clitunno, nel suo tratto intermedio (01CLIT02), e nel settore più a monte del Teverone (01TEVE01); elevato è anche il numero di specie del tratto superiore del Timia (01TIMI01) e del torrente Tatarena, pari a 11. In due stazioni di campionamento non è stata rilevata la presenza di fauna ittica, mentre la comunità ittica più semplice è stata osservata nel fiume Clitunno, nel tratto più prossimo alle sorgenti (01CLIT01), dove le specie presenti sono 4.

Indice di diversità di Shannon - Weaver (H)

Il valore medio dell'indice di diversità è pari a 1.27 e le osservazioni oscillano fra un minimo di 0.40 ed un massimo di 1.94; il coefficiente di variazione (43%) è indice della presenza di una variabilità moderatamente elevata (Tab. 4.3.4.2). Il dato medio osservato nel corso degli aggiornamenti della Carta Ittica (Lorenzoni *et al.*, in stampa) è risultato minore (H medio = 1.02) rispetto a quanto rilevato nel corso della presente ricerca. La diversità è minima dove la comunità risulta più povera di specie, come nel caso del tratto più prossimo alle sorgenti del fiume Clitunno (01CLIT01). Al contrario la diversità è massima nel tratto iniziale del Teverone (01TEVE01) ed in quello intermedio del Clitunno (01CLIT02), dove anche la ricchezza di specie è risultata più elevata. In alcuni casi, tuttavia, è anche evidente l'influenza di una bassa equipartizione, come nel caso del tratto superiore del fiume Timia, dove ad una elevata ricchezza di specie non corrisponde un valore altrettanto alto dell'indice di diversità (Fig. 4.3.4.2).

Numero valori	9
Minimo	0.40
Mediana	1.38
Massimo	1.94
Media	1.27
Coeff. variazione	0.43
Deviazione standard	0.54

Tab. 4.3.4.2 - Indice di diversità.

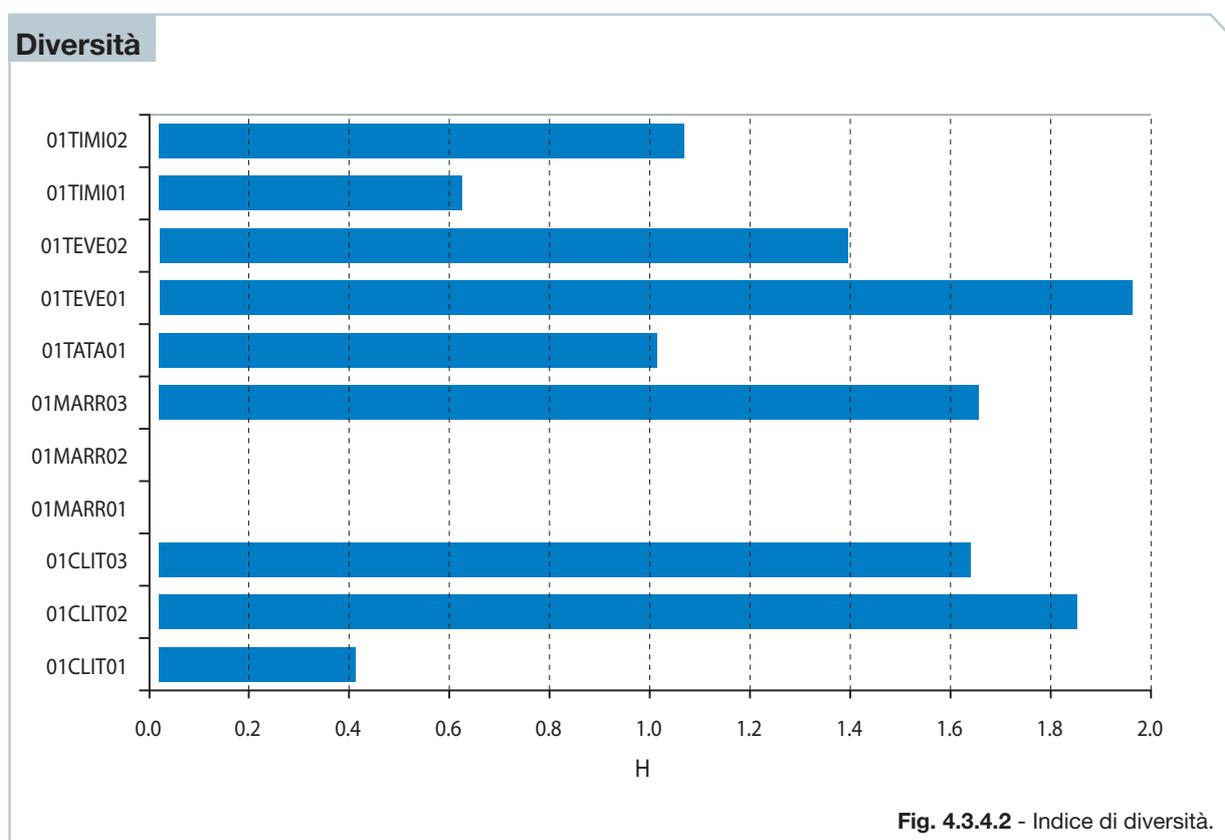


Fig. 4.3.4.2 - Indice di diversità.

Indice di dominanza di Simpson (D)

L'indice di dominanza presenta un valore medio di 0.42 ed oscilla fra un minimo di 0.17 ed un massimo di 0.83; il coefficiente di variazione indica una dispersione dei valori attorno alla media abbastanza elevata e pari al 56% (Tab. 4.3.4.3). La dominanza minore si registra nella stazione più a monte del fiume Teverone (01TEVE01) ed in quella più a valle del torrente Marroggia (01MARR03) (Fig. 4.3.4.3). I valori più elevati dell'indice sono raggiunti nella stazione più prossima alle sorgenti del fiume Clitunno (01CLIT01), dove ciò avviene a causa della dominanza della fario sulle altre specie che compongono la comunità, e nella stazione più a monte del Timia (01TIMI01), dove ad essere dominante è l'alborella. Il confronto con gli aggiornamenti della Carta Ittica evidenzia come l'area indagata si caratterizzi per un valore medio leggermente inferiore a quello dell'intero bacino dei fiumi Chiascio e Topino, risultato pari a 0.50 (Lorenzoni *et al.*, in stampa).

Numero valori	9
Minimo	0.17
Mediana	0.33
Massimo	0.83
Media	0.42
Coeff. variazione	0.56
Deviazione standard	0.24

Tab. 4.3.4.3 - Indice di dominanza.

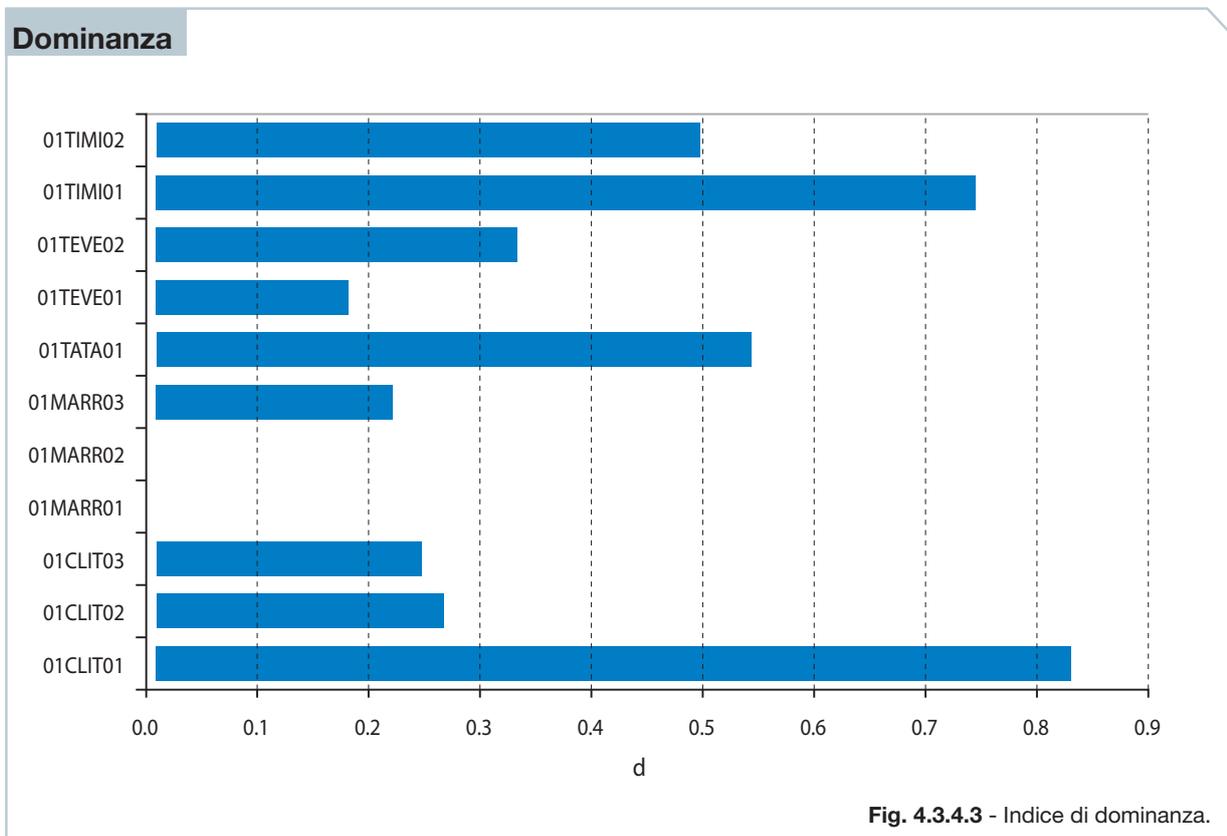


Fig. 4.3.4.3 - Indice di dominanza.

Evenness (e)

Nell'area indagata il valore medio dell'evenness è pari a 0.58 e le osservazioni oscillano in un intervallo compreso fra 0.25 e 0.91; anche in questo caso il coefficiente di variazione, pari al 40%, indica una dispersione dei valori attorno alla media moderatamente elevata (Tab. 4.3.4.4). L'evenness misura la ripartizione delle abbondanze delle specie che compongono la comunità: ha valore massimo quando tutte le specie hanno la stessa abbondanza (massima equiripartizione: $e = 1$), mentre al contrario raggiunge il proprio minimo quando una specie prevale sulle altre ($e = 0$). L'evenness, quindi, si comporta in genere in modo speculare rispetto alla dominanza. L'equiripartizione maggiore si registra nella stazione più a monte del fiume Teverone (01TEVE01) ed in quella più a valle del torrente Marroggia (01MARR03) (Fig. 4.3.4.4), dove la dominanza è risultata molto bassa, al contrario, l'evenness meno elevata è caratteristica nella stazione più prossima alle sorgenti del fiume Clitunno (01CLIT01) e nella stazione più a monte del Timia (01TIMI01) (Fig. 4.3.4.4). Il confronto con quanto osservato nel corso degli aggiornamenti della Carta Ittica non evidenzia la presenza di differenze di rilievo: il valore medio calcolato per l'intero bacino dei fiumi Chiascio e Topino è infatti risultato pari a 0.53 (Lorenzoni *et al.*, in stampa).

Numero valori	9
Minimo	0.25
Mediana	0.63
Massimo	0.91
Media	0.58
Coeff. variazione	0.40
Deviazione standard	0.23

Tab. 4.3.4.4 - Indice di evenness.

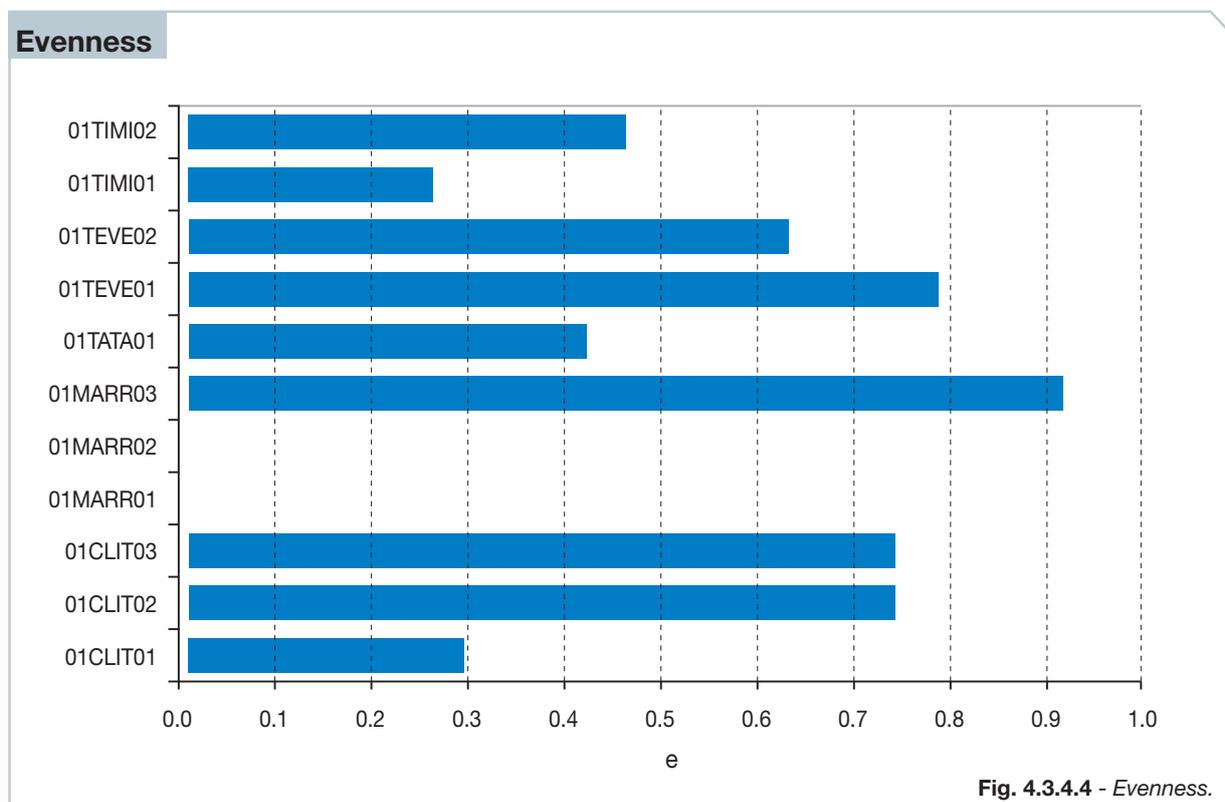


Fig. 4.3.4.4 - Evenness.

Indice di integrità qualitativa (IIQUAL)

La statistica descrittiva dell'indice di integrità qualitativa è riportata nella tabella 4.3.4.5, mentre il grafico della figura 4.3.4.5 riporta l'andamento dei valori di tale indice nelle singole stazioni di campionamento. I dati osservati oscillano fra un minimo di 0,17 ed un massimo di 1.00, per un valore medio pari a 0.55; la variabilità delle osservazioni è abbastanza elevata, essendo il coefficiente di variazione pari al 47%. Le situazioni più compromesse sono quelle delle stazioni poste più a valle del torrente Marroggia (01MARR03 = 0.17) e del fiume Teverone (01TEVE02 = 0.33), dove la comunità ittica appare composta in prevalenza da specie di origine esotica. Al contrario, migliore appare lo stato delle comunità ittiche nel fiume Clitunno, dove l'indice IIQual risulta nettamente superiore a 0.5 per l'intero corso fluviale: nel tratto più prossimo alle sorgenti (01CLIT01) l'integrità è addirittura totale (indice = 1). Il confronto con le osservazioni relative agli aggiornamenti della Carta Ittica evidenzia la presenza di una situazione nettamente peggiore per l'area indagata dalla presente ricerca rispetto alla media dell'intero bacino dei fiumi Chiascio e Topino, dove il valore dell'indice IIQual è risultato pari a 0.76 (Lorenzoni *et al.*, in stampa).

Numero valori	9
Minimo	0.17
Mediana	0.50
Massimo	1.00
Media	0.55
Coeff. variazione	0.47
Deviazione standard	0.26

Tab. 4.3.4.5 - Indice di integrità qualitativa.

	<i>LT (cm)</i>	<i>Peso (g)</i>
Numero valori	86	86
Minimo	4.00	1.00
Mediana	23.60	139.00
Massimo	32.80	326.00
Media	22.19	129.89
Coeff. variazione	0.26	0.54
Deviazione standard	5.69	69.97

Tab. 4.4.1.1 - Statistica descrittiva di lunghezza e peso.

Indice di integrità Qualitativa

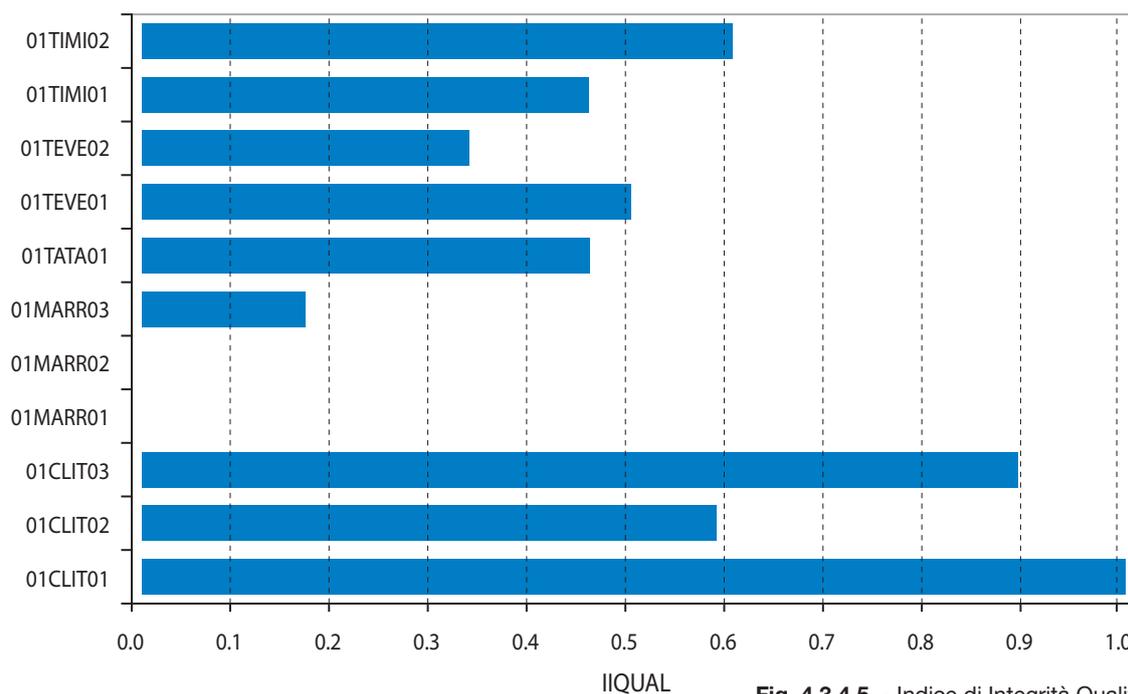


Fig. 4.3.4.5 - Indice di Integrità Qualitativa.

4.4 Analisi delle Popolazioni

In questa sede vengono presentati i risultati delle elaborazioni relative ad alcuni parametri di ecologia di popolazione delle principali specie ittiche autoctone. Si precisa che tali elaborazioni sono state effettuate esclusivamente per quelle popolazioni in cui la presenza di un numero sufficiente di esemplari l'ha rese possibili.

4.4.1 Regressione lunghezza - peso

Barbo Tiberino

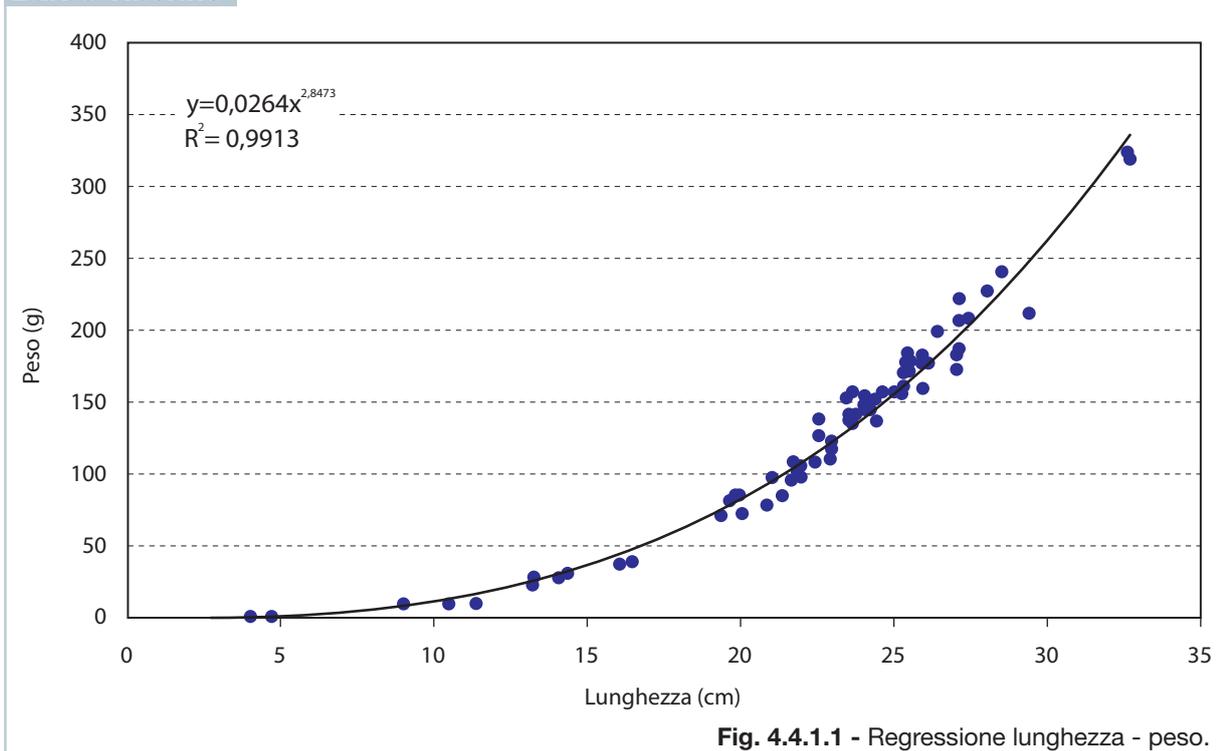
Il campione analizzato è composto da 86 esemplari aventi una lunghezza media di 22.19 cm, con valori che oscillano fra un minimo di 4.00 ed un massimo di 32.80 cm. Per quanto riguarda il peso il valore medio è pari a 129.89 g e gli esemplari sono compresi in un intervallo che varia fra un minimo di 1.00 ed un massimo di 326.00 g (Tab. 4.4.1.1).

La regressione - lunghezza peso del campione complessivo del barbo del Tevere è riportata nella figura 4.4.1.1: la relazione trovata è pari a:

$$\text{Peso} = 0.016 \text{ LT}^{2.85} \text{ (R}^2 = 99.13\%).$$

Il coefficiente di regressione **b** è nettamente inferiore a 3, valore indicativo di una crescita isometrica.

Barbo Tiberino



Le regressioni lunghezza - peso calcolate per le singole stazioni di campionamento sono riportate nella tabella 4.4.1.2: il dato è disponibile per il solo settore fluviale più a monte del fiume Tevere (01TEVE01), dove sono risultati presenti 42 esemplari, sufficienti a completare l'analisi. Il valore del coefficiente b , anche in questo caso, è risultato inferiore a 3 ($b = 2.94$), anche se appare superiore a quello calcolato per il campione complessivo.

Stazione	N	a	b	R^2
01TEVE01	42	0.13	2.94	93.48%

Tab. 4.4.1.2 - Regressioni lunghezza - peso nelle singole stazioni di campionamento.

Cavedano

Il campione analizzato è composto da ben 440 esemplari, la cui lunghezza media è pari a 23.76 cm e i cui valori oscillano fra un minimo di 4.20 ed un massimo di 45.10 cm. Per quanto riguarda il peso, il valore medio di tale parametro è pari a 176.75 g, con esemplari aventi pesi compresi in un intervallo che varia fra un minimo di 0.50 ed un massimo di 1000.00 g (Tab. 4.4.1.3).

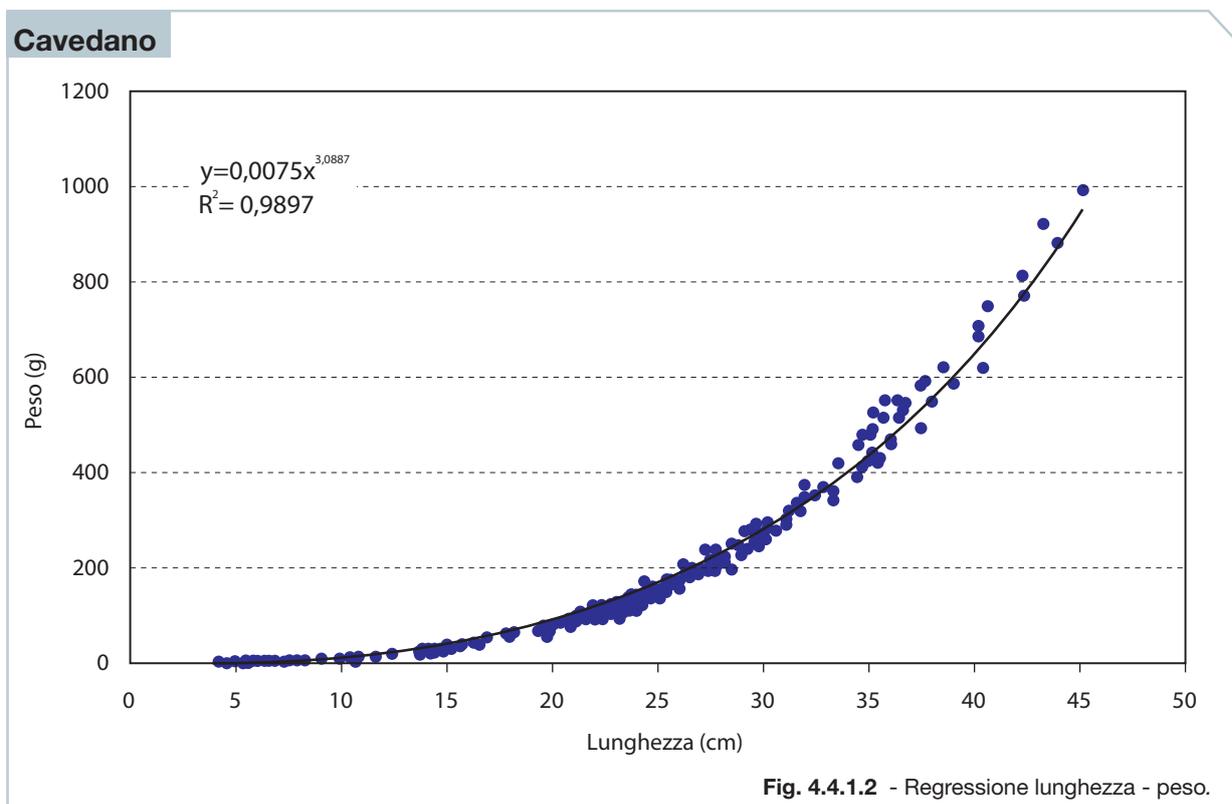
La regressione - lunghezza peso del campione complessivo del Cavedano è riportata nella figura 4.4.1.2; la relazione trovata è pari a

$$\text{Peso} = 0.007 \text{ LT}^{3.09} \quad (R^2 = 98.97\%).$$

Il coefficiente di regressione b è in questo caso superiore a 3, valore indicativo di una crescita isometrica; ciò significa che l'accrescimento avviene in modo da privilegiare sulla lunghezza le altre dimensioni dello spazio.

	<i>LT (cm)</i>	<i>Peso (g)</i>
Numero valori	440	440
Minimo	4.20	0.50
Mediana	24.50	124.00
Massimo	45.10	1000.00
Media	23.76	176.75
Coeff. variazione	0.42	1.06
Deviazione standard	9.93	186.96

Tab. 4.4.1.3 - Statistica descrittiva di lunghezza e peso.



Le regressioni lunghezza - peso calcolate per le singole stazioni di campionamento sono riportate nella tabella 4.4.1.4: il dato è disponibile per 4 settori fluviali. Il valore del coefficiente **b** è risultato sempre superiore a 3. Per il settore più a valle del fiume Teverone (01TEVE02) e per il Tatarena (01TATA01) i valori di **a** e **b** sono praticamente coincidenti e il coefficiente di regressione (**b** = 3.06) è inferiore a quello del campione complessivo; il contrario avviene per i due settori fluviali del fiume Timia, dove **b** risulta superiore (01TIMI01 = 3.10; 01TIMI02 = 3.16) a quello calcolato per tutti i cavedani dell'area indagata.

Stazione	N	a	b	R²
01TEVE02	51	0.01	3.06	98.52%
01TATA01	62	0.01	3.06	98.93%
01TIMI01	220	0.01	3.10	98.91%
01TIMI02	70	0.01	3.16	99.49%

Tab. 4.4.1.4 - Regressioni lunghezza - peso nelle singole stazioni di campionamento.

Rovella

Il campione analizzato di questa specie è composto da ben 900 esemplari, la cui lunghezza media è pari a 8.91 cm e i cui valori oscillano fra un minimo di 1.50 ed un massimo di 22.80 cm. Per quanto riguarda il peso, il valore medio di tale parametro è pari a 10.41 g con esemplari aventi pesi compresi in un intervallo che varia fra un minimo di 0.25 ed un massimo di 92.00 g (Tab. 4.4.1.5).

La regressione lunghezza - peso del campione complessivo della rovela è riportata nella figura 4.4.1.3; la relazione trovata è pari a:

$$\text{Peso} = 0.009 \text{ LT}^{3.07} \quad (R^2 = 95.96\%).$$

Il coefficiente di regressione **b** è superiore a 3, valore indicativo di una crescita isometrica; ciò significa che l'accrescimento avviene in modo da privilegiare sulla lunghezza le altre dimensioni dello spazio.

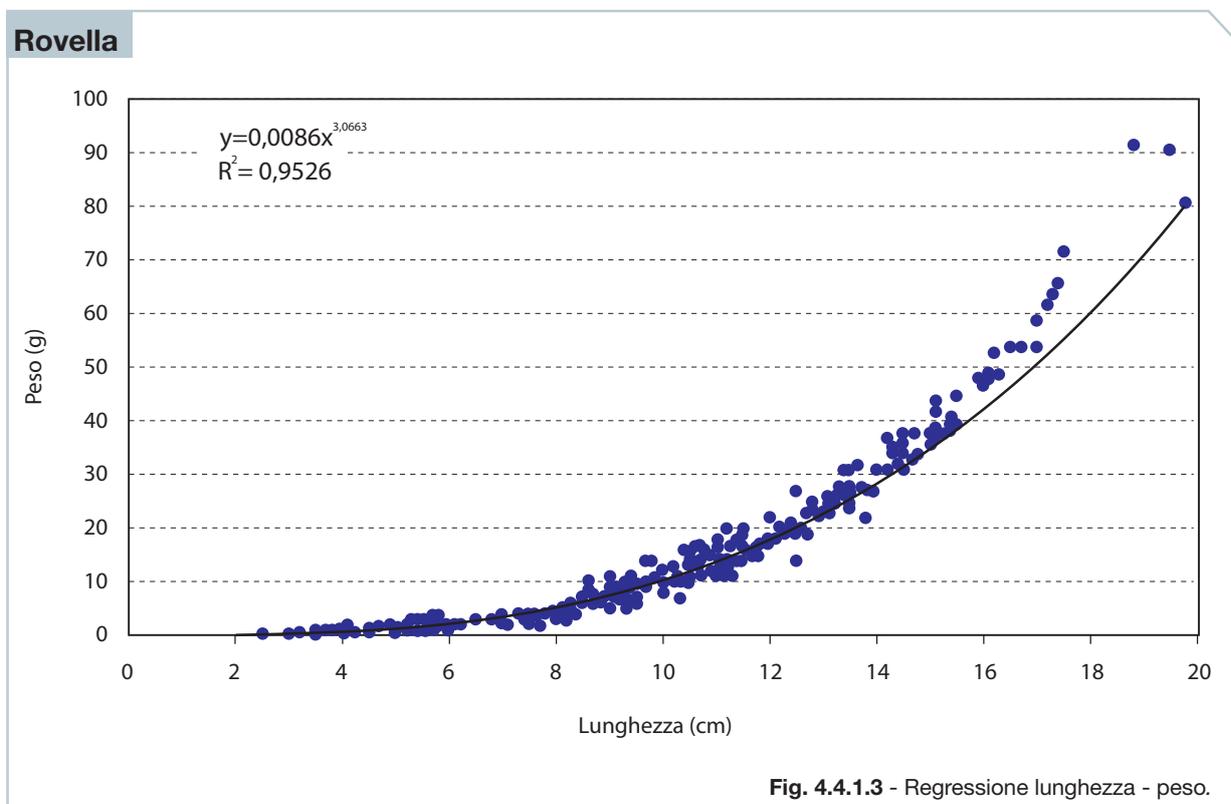
	LT (cm)	Peso (g)
Numero valori	900	900
Minimo	1.50	0.25
Mediana	9.00	2.00
Massimo	22.80	92.00
Media	8.91	10.41
Coeff. variazione	0.44	1.49
Deviazione standard	3.93	15.56

Tab. 4.4.1.5 - Statistica descrittiva di lunghezza e peso.

Le regressioni lunghezza - peso calcolate per le singole stazioni di campionamento sono riportate nella tabella 4.4.1.6: il dato è disponibile per 5 settori fluviali. Il valore del coefficiente **b** è risultato in due casi inferiore ed in tre casi superiore a 3: il valore più basso è stato registrato per il settore fluviale inferiore del fiume Teverone (01TEVE02 = 2.86), mentre quello più alto è stato osservato nel settore più a valle del Timia (01TIMI02 = 3.09). Quest'ultimo settore è anche il solo per il quale il coefficiente di regressione risulta più elevato di quello del campione complessivo: ciò significa che le rovelle della stazione 01TIMI02 raggiungono, a parità di lunghezza, pesi più elevati che nel resto dell'area indagata.

Stazione	N	a	b	R ²
01TEVE01	68	0.01	3.07	90.30%
01TEVE02	335	0.02	2.86	98.61%
01TATA01	129	0.01	2.95	94.79%
01TIMI01	204	0.01	3.06	94.64%
01TIMI02	121	0.01	3.09	94.93%

Tab. 4.4.1.6 - Regressioni lunghezza - peso nelle singole stazioni di campionamento.



Trota fario

Il campione analizzato è composto da 66 esemplari di trota fario: la loro lunghezza media è molto elevata e pari a 25.03 cm e i singoli valori oscillano fra un minimo di 7.70 ed un massimo di 44.00 cm. Per quanto riguarda il peso, il valore medio di tale parametro è pari a 290.64 g con esemplari aventi pesi compresi in un intervallo che varia fra un minimo di 3.00 ed un massimo di 1142.00 g (Tab. 4.4.1.7).

La regressione lunghezza - peso del campione complessivo è riportata nella figura 4.4.1.4; la relazione trovata è pari a:

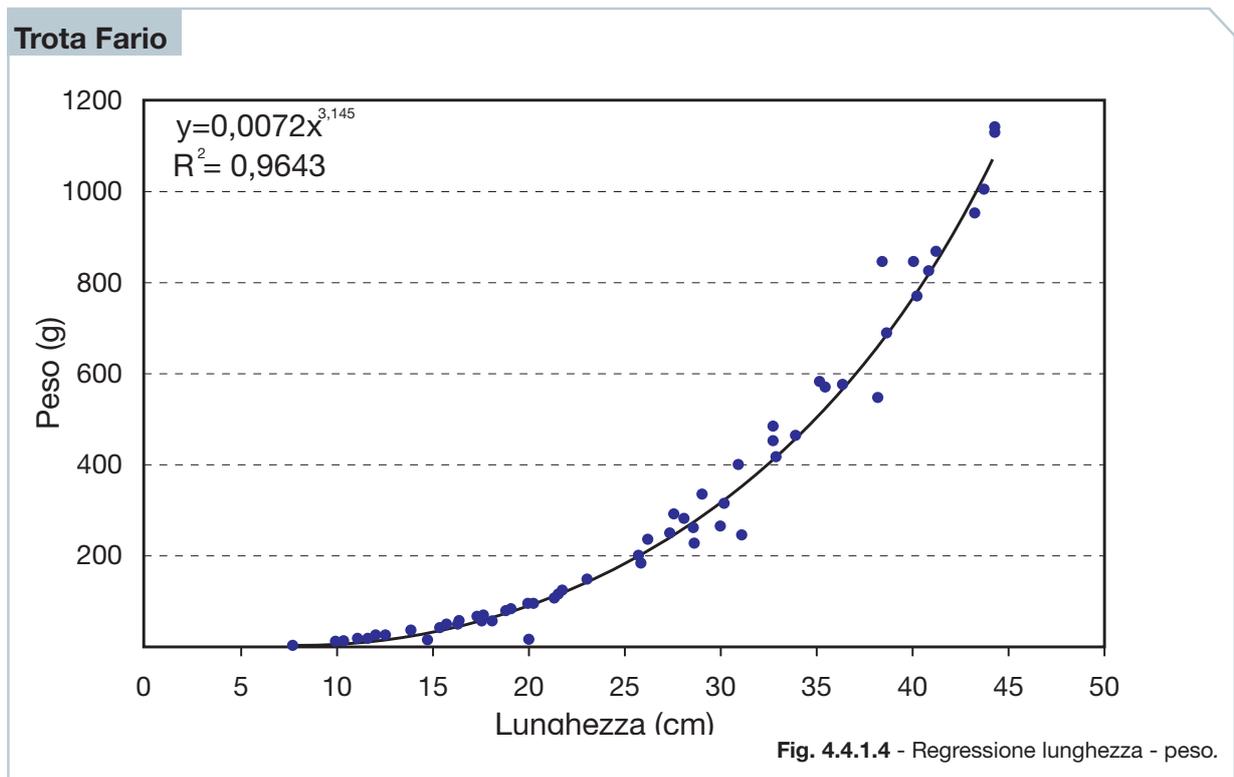
$$\text{Peso} = 0.007 \text{ LT}^{3.14} \quad (R^2 = 96.43\%).$$

Il coefficiente di regressione b è nettamente superiore a 3, valore indicativo di una crescita isometrica; ciò significa che l'accrescimento avviene in modo da privilegiare sulla lunghezza le altre dimensioni dello spazio.

Per questa specie la regressione lunghezza - peso calcolata per il campione complessivo è praticamente coincidente con quella della stazione di campionamento 01CLIT01, in quanto 60 delle 66 trote fario complessivamente catturate provengono da tale località.

	<i>LT (cm)</i>	<i>Peso (g)</i>
Numero valori	66	66
Minimo	7.70	3.00
Mediana	24.30	166.50
Massimo	44.00	1142.00
Media	25.03	290.64
Coeff. variazione	0.41	1.08
Deviazione standard	10.17	312.85

Tab. 4.4.1.7 - Statistica descrittiva di lunghezza e peso.



4.4.2 Accrescimento

Barbo del Tevere

L'accrescimento del barbo del Tevere è stato realizzato esclusivamente per la stazione di campionamento 01TIMI02, in quanto negli altri settori fluviali non è stato catturato un numero sufficiente di esemplari, oppure la popolazione non è risultata strutturata in un numero adeguato di classi di età.

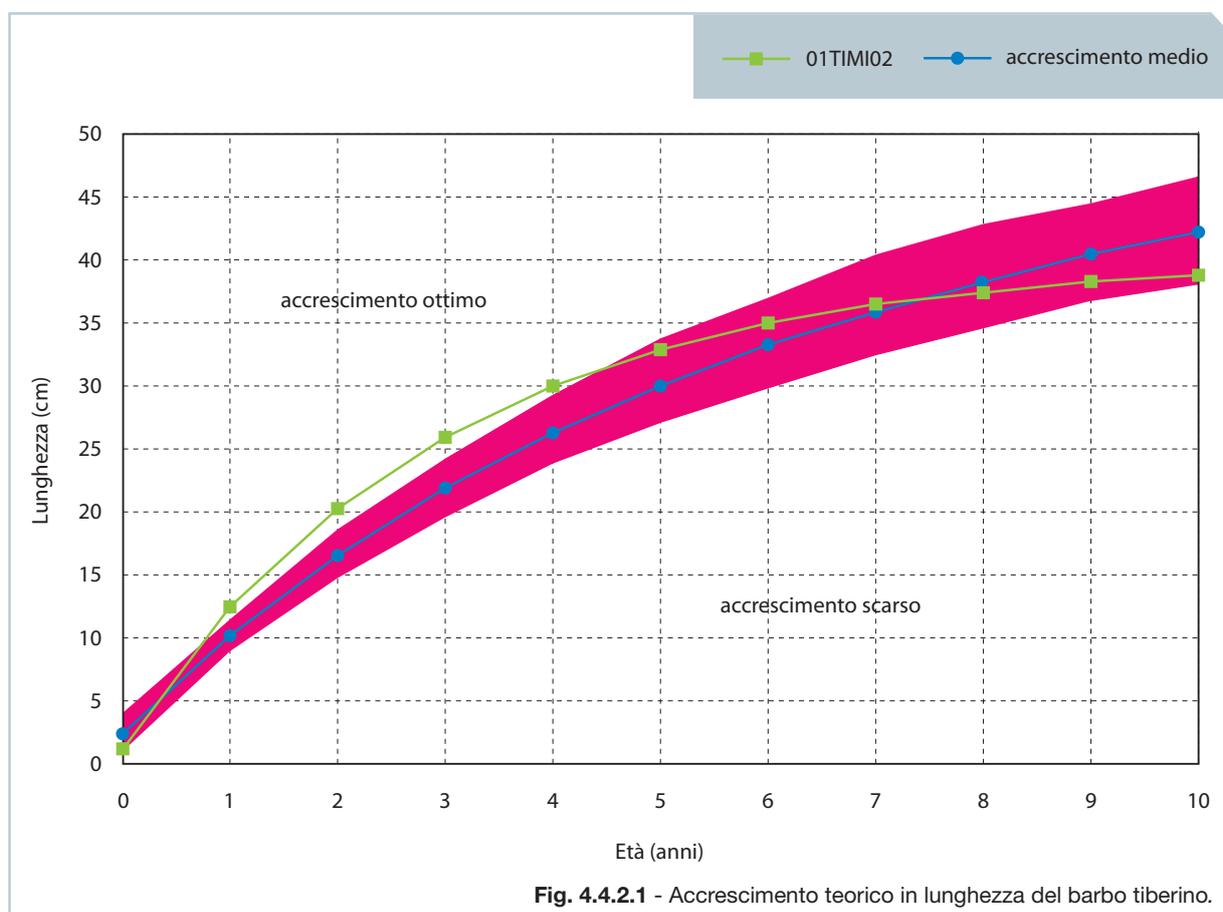
La figura 4.4.2.1 riporta la curva di accrescimento teorico in lunghezza calcolata per la popolazione esaminata. La relazione trovata è la seguente:

$$LT_t = 36.016 \{1 - e^{-0.334(t+0.108)}\} \quad (R^2 = 97.39\%).$$

Dal grafico è possibile osservare come l'accrescimento risulti leggermente migliore nelle età intermedie rispetto alle condizioni medie riscontrate nei corsi d'acqua umbri, per poi peggiorare negli esemplari più anziani; infatti è possibile notare come i valori medi di lunghezza calcolati per la popolazione in esame (01TIMI02) risultino più elevati rispetto alle condizioni di riferimento, soprattutto per le età da 2 a 4 anni. Il valore di Φ' calcolato è pari a 2.64, valore che per questa specie può essere considerato elevato e quindi indice di un buon accrescimento complessivo.

Cavedano

L'accrescimento del cavedano è stato realizzato per 4 settori di campionamento: i grafici delle figure 4.4.2.2 – 4.4.2.5 ne illustrano gli andamenti, mentre la tabella 4.4.2.1 riporta in sintesi i valori dei principali parametri che descrivono l'equazione di von Bertalanffy.



La figura 4.4.2.2 riporta la curva di accrescimento teorico in lunghezza calcolata per la popolazione del torrente Tatarena (01TATA01). La relazione trovata è la seguente:

$$LT_t = 56.358 \{1 - e^{-0.153(t+0.558)}\} \quad (R^2 = 99.30\%).$$

Dal grafico è possibile osservare come l'accrescimento risulti sempre migliore rispetto alle condizioni medie riscontrate nei corsi d'acqua umbri. Il valore di Φ' calcolato è pari a 2.69 e pone la qualità complessiva di questo accrescimento in posizione intermedia rispetto alle altre popolazioni esaminate.

Stazione	$L_{\infty} (cm)$	$k (a^{-1})$	t_0	Φ'	R^2
01TATA01	56.358	0.153	-0.558	2.69	99.30%
01TEVE02	47.325	0.184	-0.402	2.62	99.86%
01TIMIO1	54.147	0.195	-0.276	2.76	99.73%
01TIMIO2	59.813	0.144	-0.386	2.71	99.76%

Tab. 4.4.2.1 - Parametri dell'equazione di von Bertalanffy nel cavedano.

La figura 4.4.2.3 riporta la curva di accrescimento teorico in lunghezza calcolata per la popolazione del tratto più a valle del fiume Teverone (01TEVE02). La relazione trovata in questo caso è la seguente:

$$LT_t = 47.325 \{1 - e^{-0.184(t+0.402)}\} \quad (R^2 = 99.86\%).$$

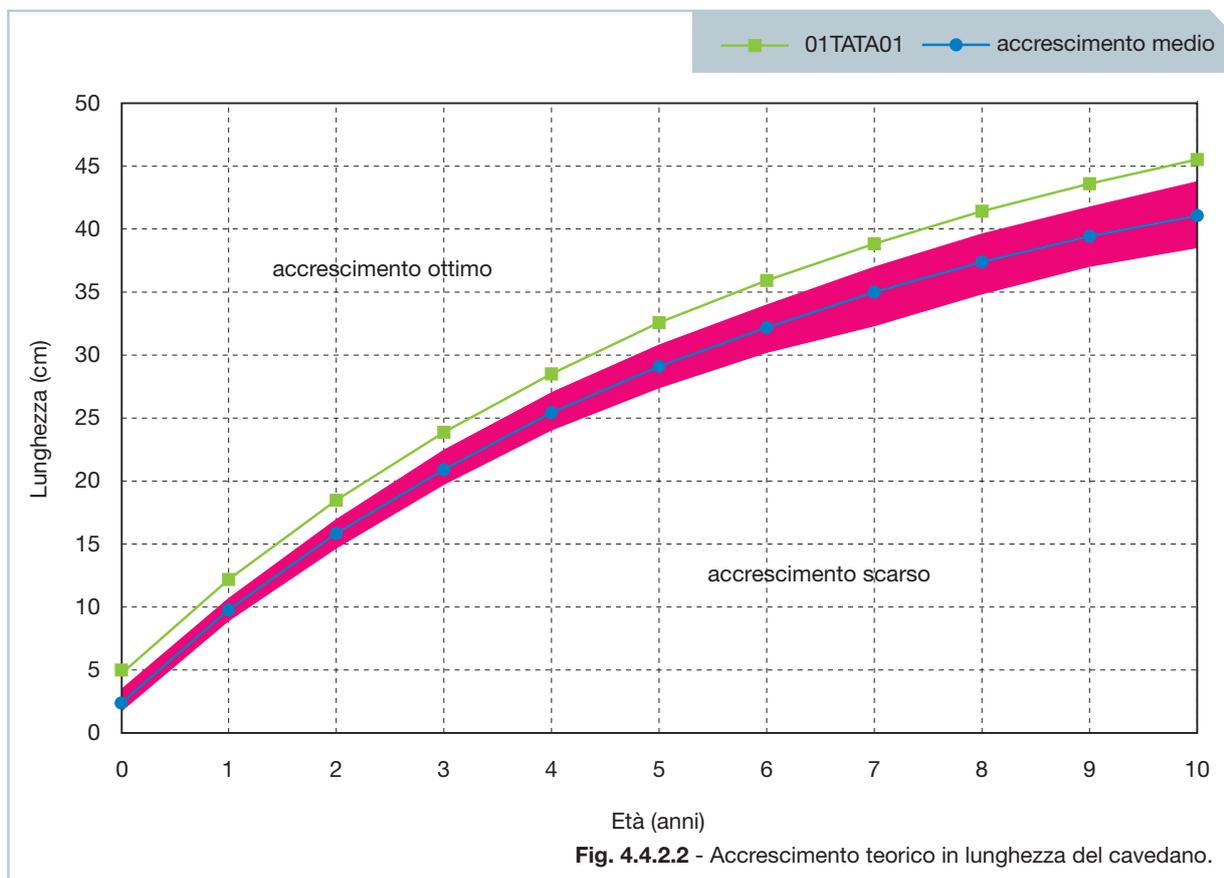
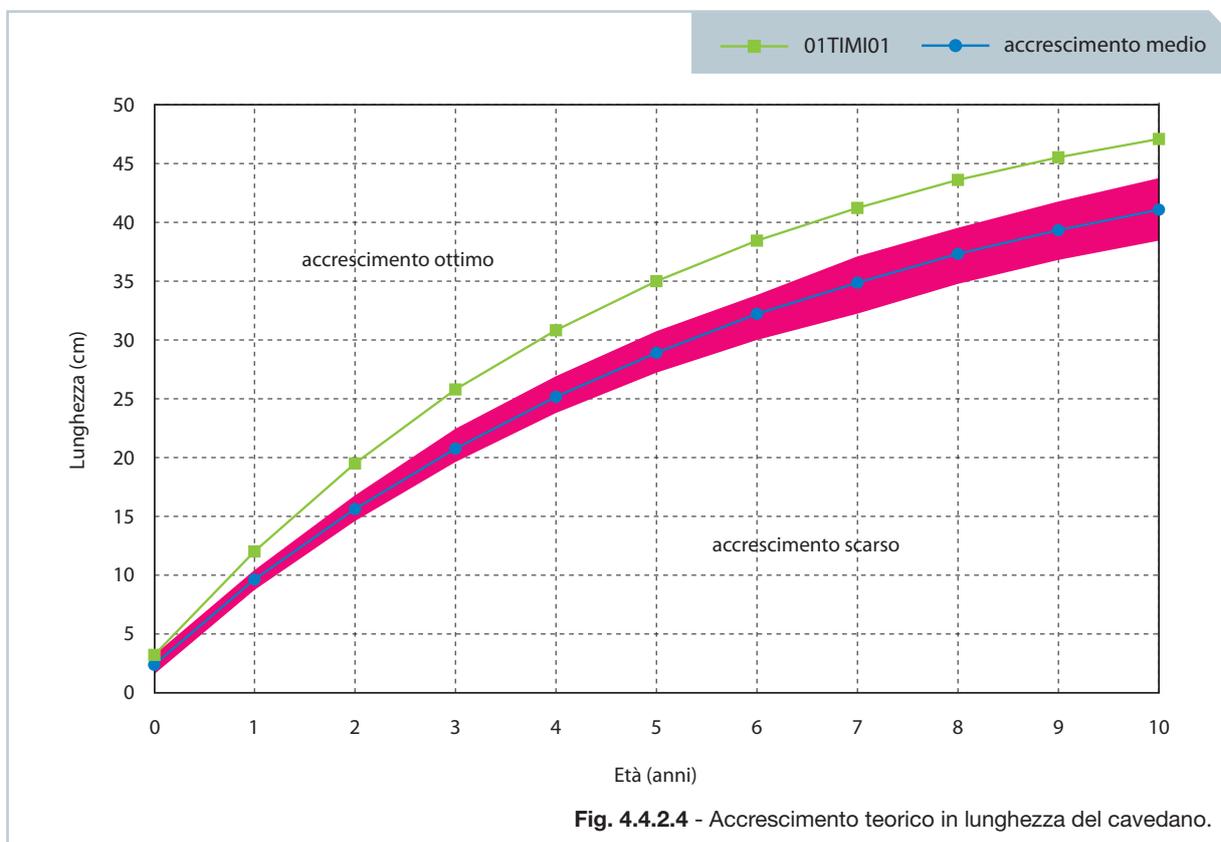
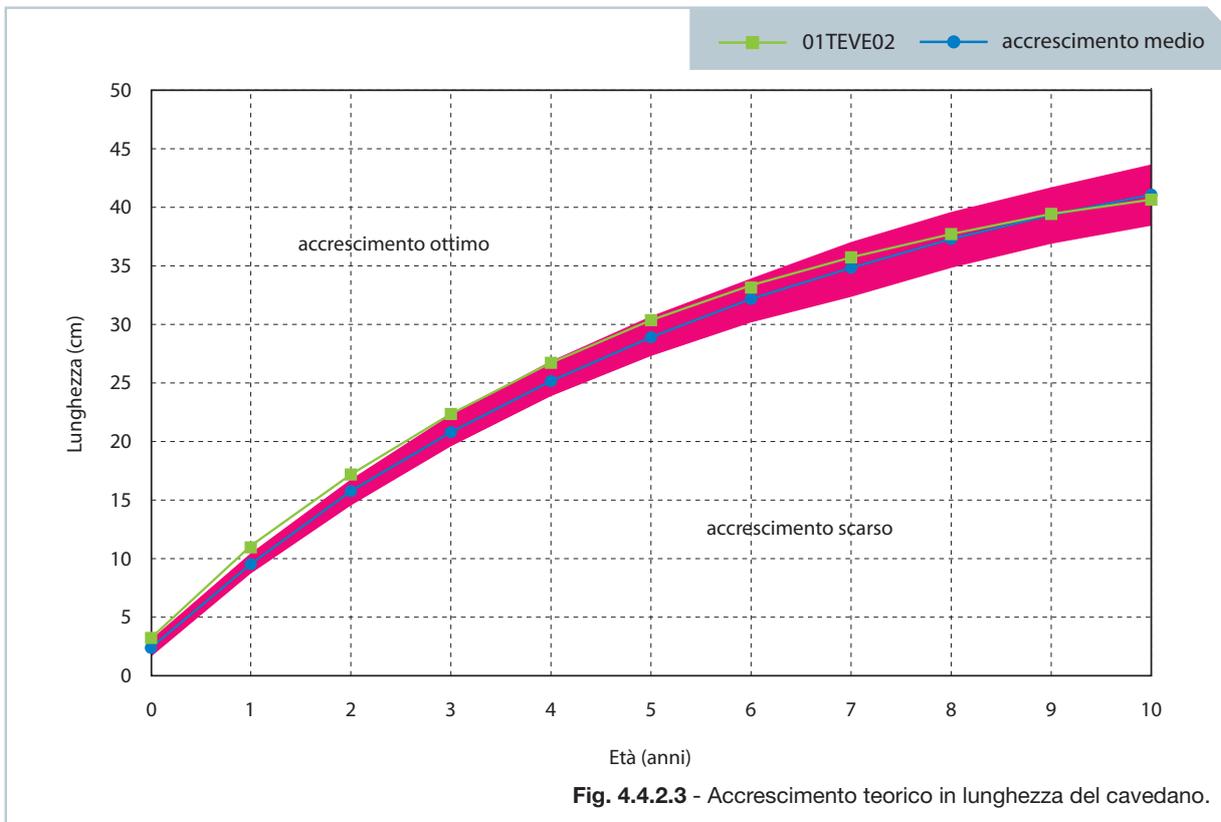
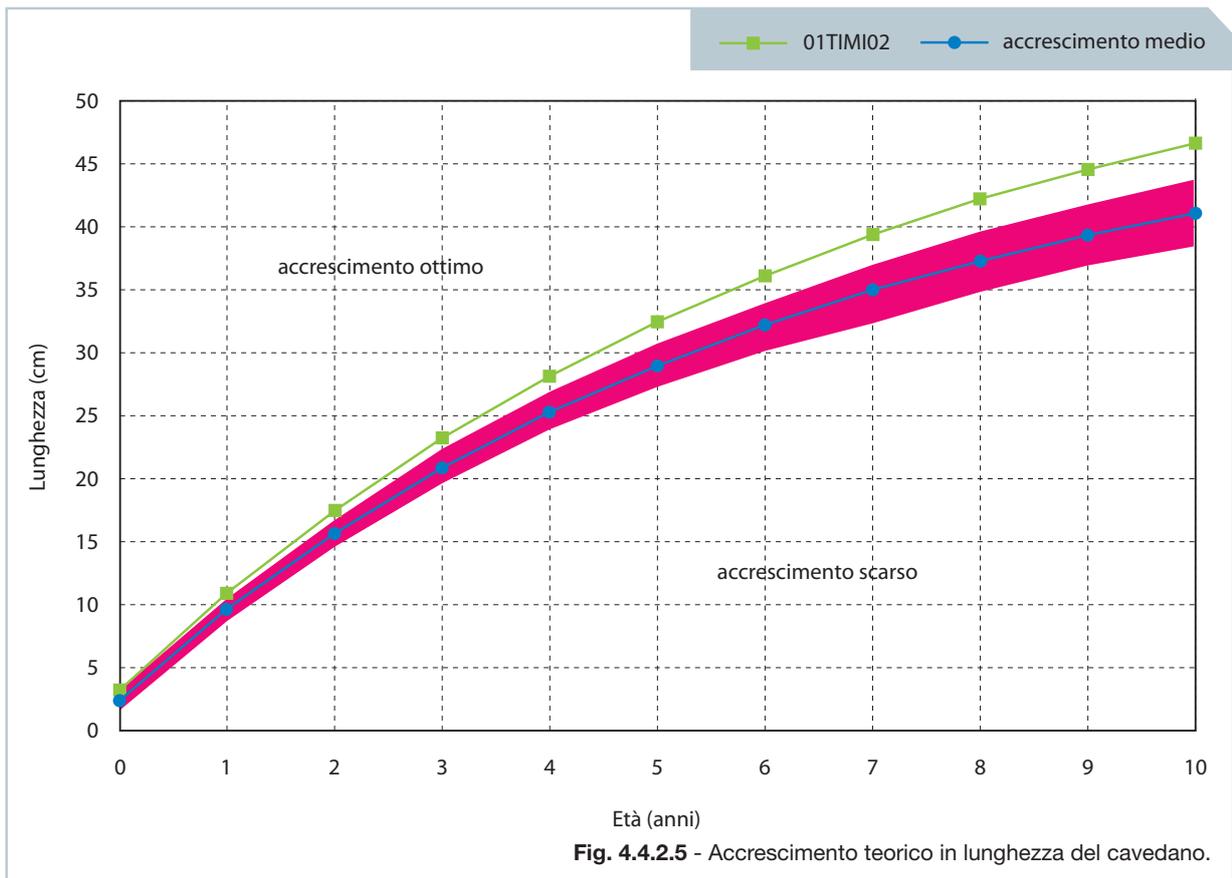


Fig. 4.4.2.2 - Accrescimento teorico in lunghezza del cavedano.

Dal grafico è possibile osservare come l'accrescimento risulti leggermente più veloce nelle età più giovani rispetto alle condizioni di riferimento, per poi rientrare nella norma ad una minore lunghezza teorica rispetto alle popolazioni degli altri corsi d'acqua.





La figura 4.4.2.4 riporta la curva di accrescimento teorico in lunghezza calcolata per la popolazione del tratto superiore del fiume Timia (01TIMI01). La relazione trovata per questa popolazione è la seguente:

$$LT_t = 54.147 \{1 - e^{-0.195(t+0.276)}\} \quad (R^2 = 99.73\%).$$

Dal grafico è possibile osservare come l'accrescimento risulti sempre nettamente migliore rispetto alle condizioni medie riscontrate nei corsi d'acqua umbri. Il valore di Φ' calcolato è pari a 2.76 ed è il più alto registrato per l'intera area indagata. La popolazione si caratterizza anche per possedere il più alto valore di k , parametro che descrive la velocità dell'accrescimento.

La figura 4.4.2.5 riporta la curva di accrescimento teorico in lunghezza calcolata per la popolazione del tratto più a valle del fiume Timia (01TIMI02). La relazione trovata è la seguente:

$$LT_t = 59.813 \{1 - e^{-0.144(t+0.386)}\} \quad (R^2 = 99.76\%).$$

La situazione è molto simile a quella registrata per lo stesso fiume nel tratto immediatamente più a monte: dal grafico è, infatti, possibile osservare come anche in questo caso l'accrescimento risulti sempre migliore rispetto alle condizioni medie riscontrate nei corsi d'acqua umbri. Il valore di Φ' calcolato è pari a 2.71 e risulta anche in questo caso abbastanza elevato. La popolazione si caratterizza per possedere anche il più elevato valore di L_∞ , parametro che descrive la massima taglia teorica raggiungibile dalla popolazione.

Rovella

L'accrescimento della rovella è stato analizzato in 5 settori di campionamento: i grafici delle figure 4.4.2.6-4.4.2.10 ne illustrano gli andamenti, mentre la tabella 4.4.2.2 riporta in sintesi i valori dei principali parametri che descrivono l'equazione di von Bertalanffy.

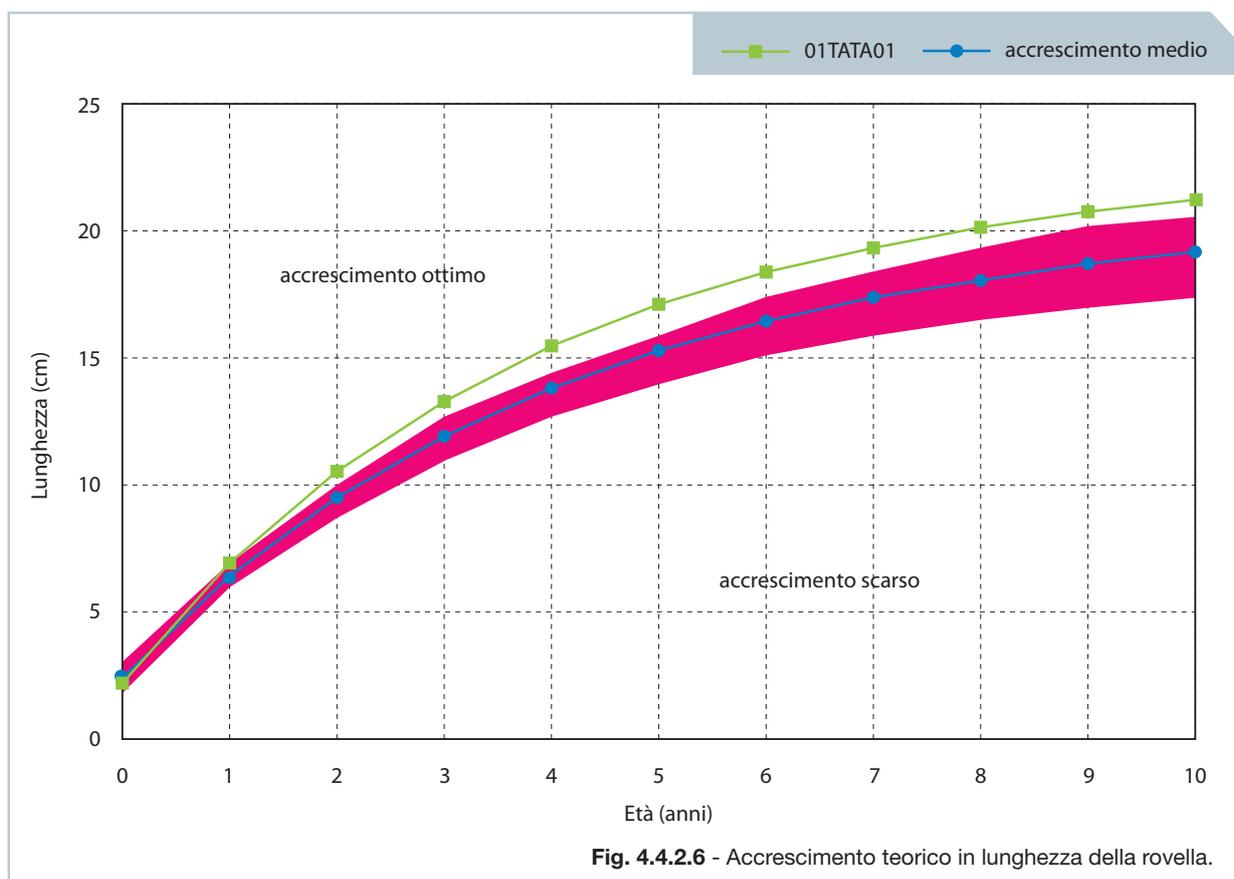
Stazione	L_{∞} (cm)	k (a ⁻¹)	t_0	Φ'	R^2
01TATA01	22.762	0.258	-0.381	2.13	98.75%
01TEVE01	21.214	0.326	-0.212	2.17	99.07%
01TEVE02	34.495	0.141	-0.600	2.23	99.58%
01TIMI01	30.046	0.176	-0.718	2.20	99.56%
01TIMI02	29.381	0.157	-0.938	2.12	99.55%

Tab.4.4.2.2 - Parametri dell'equazione di von Bertalanffy nella rovela.

La figura 4.4.2.6 riporta la curva di accrescimento teorico in lunghezza calcolata per la popolazione del torrente Tatarena (01TATA01). La relazione trovata è la seguente:

$$LT_t = 22.762 \{1 - e^{-0.258(t+0.381)}\} \quad (R^2 = 98.75\%).$$

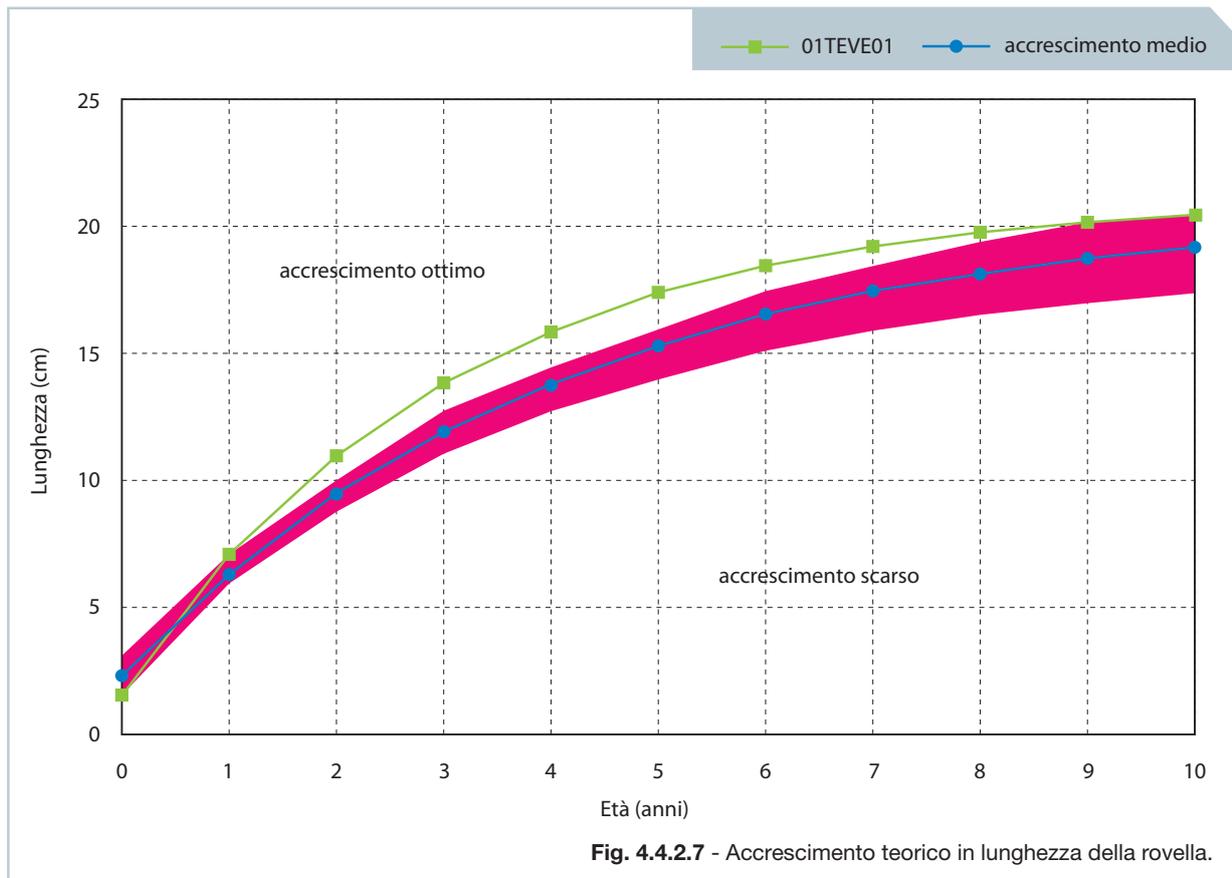
Dal grafico è possibile osservare come l'accrescimento risulti molto prossimo alle condizioni medie riscontrate nei corsi d'acqua umbri, anche se a partire dai 2 anni di età in poi le taglie raggiunte dalla popolazione del torrente Tatarena risultano più elevate rispetto a quelle medie di riferimento. Il valore di Φ' calcolato è pari a 2.13 e risulta tra i più bassi fra quelli calcolati per l'area indagata; in ciò la popolazione appare penalizzata dall'aver una taglia massima teorica non molto elevata ($L_{\infty} = 22.76$ cm).



La figura 4.4.2.7 riporta la curva di accrescimento teorico in lunghezza calcolata per la popolazione del tratto superiore del fiume Teverone (01TEVE01). La relazione trovata è la seguente:

$$LT_t = 21.214 \{1 - e^{-0.326(t+0.212)}\} \quad (R^2 = 99.07\%).$$

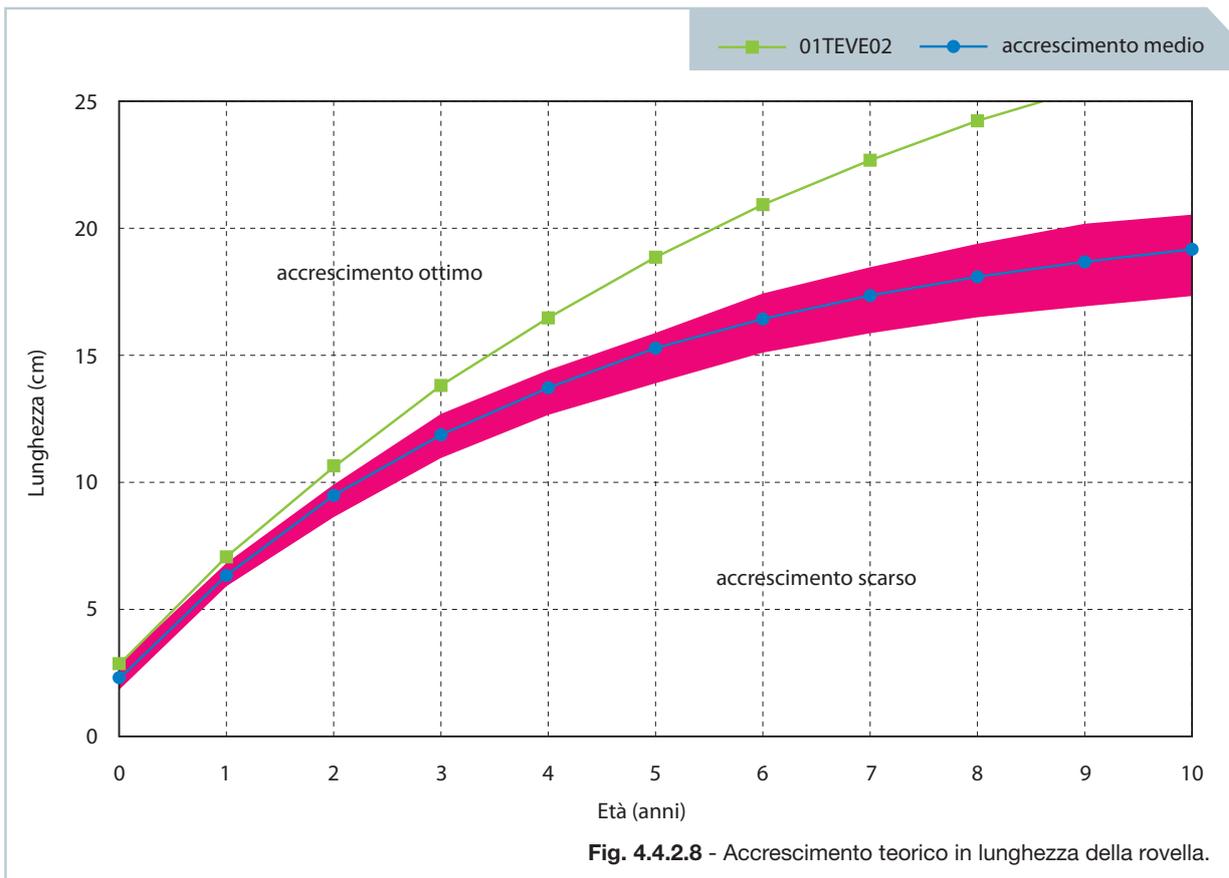
Dal grafico è possibile osservare come l'accrescimento risulti molto prossimo a quello della popolazione del torrente Tatarena, poco distante anche dal punto di vista spaziale. Il parametro Φ' è pari a 2.17, valore che si colloca in posizione intermedia fra quelli calcolati per l'area indagata; la popolazione appare particolarmente penalizzata dal raggiungere la minore taglia massima teorica fra tutte quelle calcolate ($L_\infty = 21.76$ cm), ma anche per il più elevato tasso di accrescimento calcolato ($k = 0.326 \text{ a}^{-1}$).



La figura 4.4.2.8 riporta la curva di accrescimento teorico in lunghezza calcolata per la popolazione del tratto più a valle del fiume Teverone (01TEVE02). La relazione trovata è la seguente:

$$LT_t = 34.495 \{1 - e^{-0.141(t+0.600)}\} \quad (R^2 = 99.58\%).$$

Dal grafico è possibile osservare come l'accrescimento sia nettamente migliore rispetto alle condizioni medie riscontrate nei corsi d'acqua umbri, soprattutto per gli esemplari più anziani. Il valore di Φ' calcolato è pari a 2.23 e risulta il più elevato fra quelli calcolati per l'area indagata; in ciò la popolazione appare avvantaggiata dall'aver la taglia massima teorica più elevata fra tutte quelle registrate ($L_\infty = 34.49$ cm), anche se la velocità di accrescimento appare particolarmente lenta ($k = 0.141 \text{ a}^{-1}$).



La figura 4.4.2.9 riporta la curva di accrescimento teorico in lunghezza calcolata per la popolazione del tratto più a monte del fiume Timia (01TIMI01). La relazione trovata è la seguente:

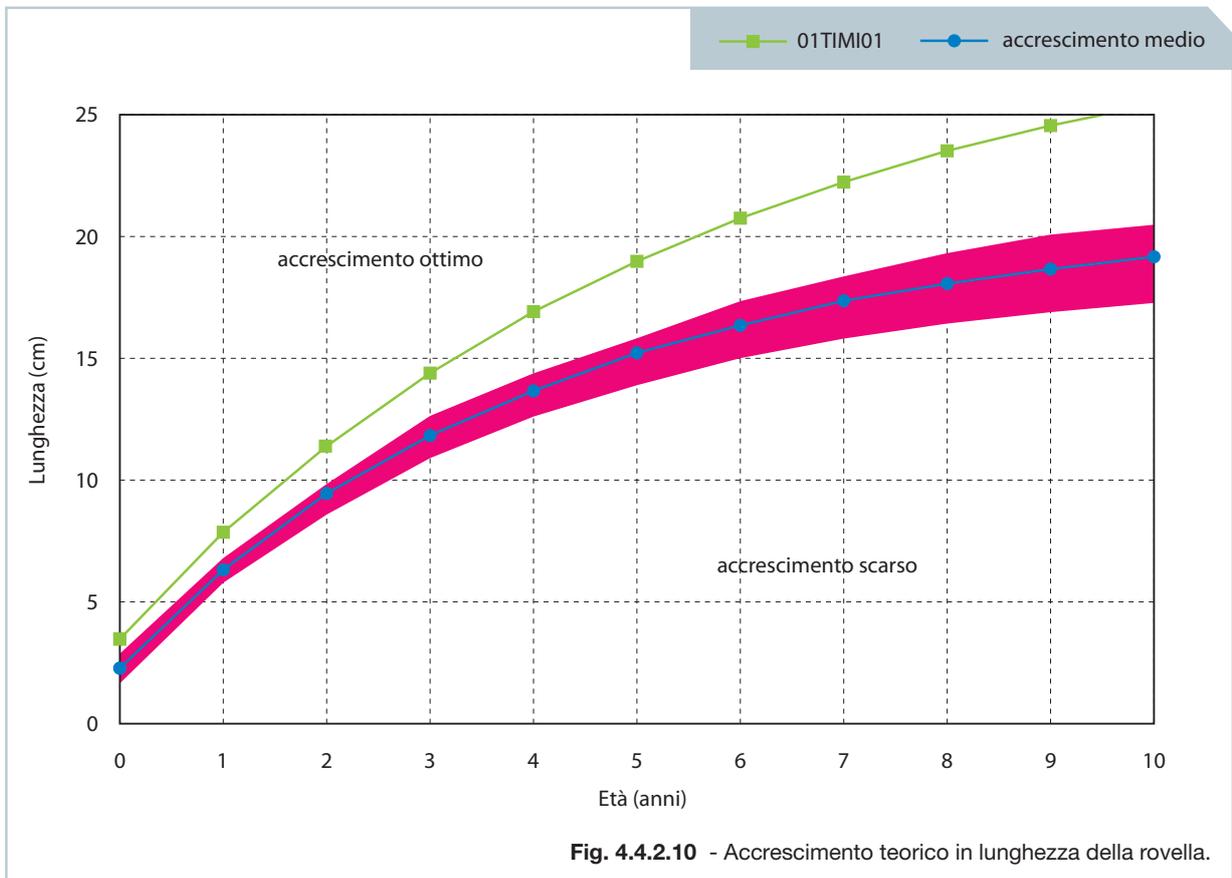
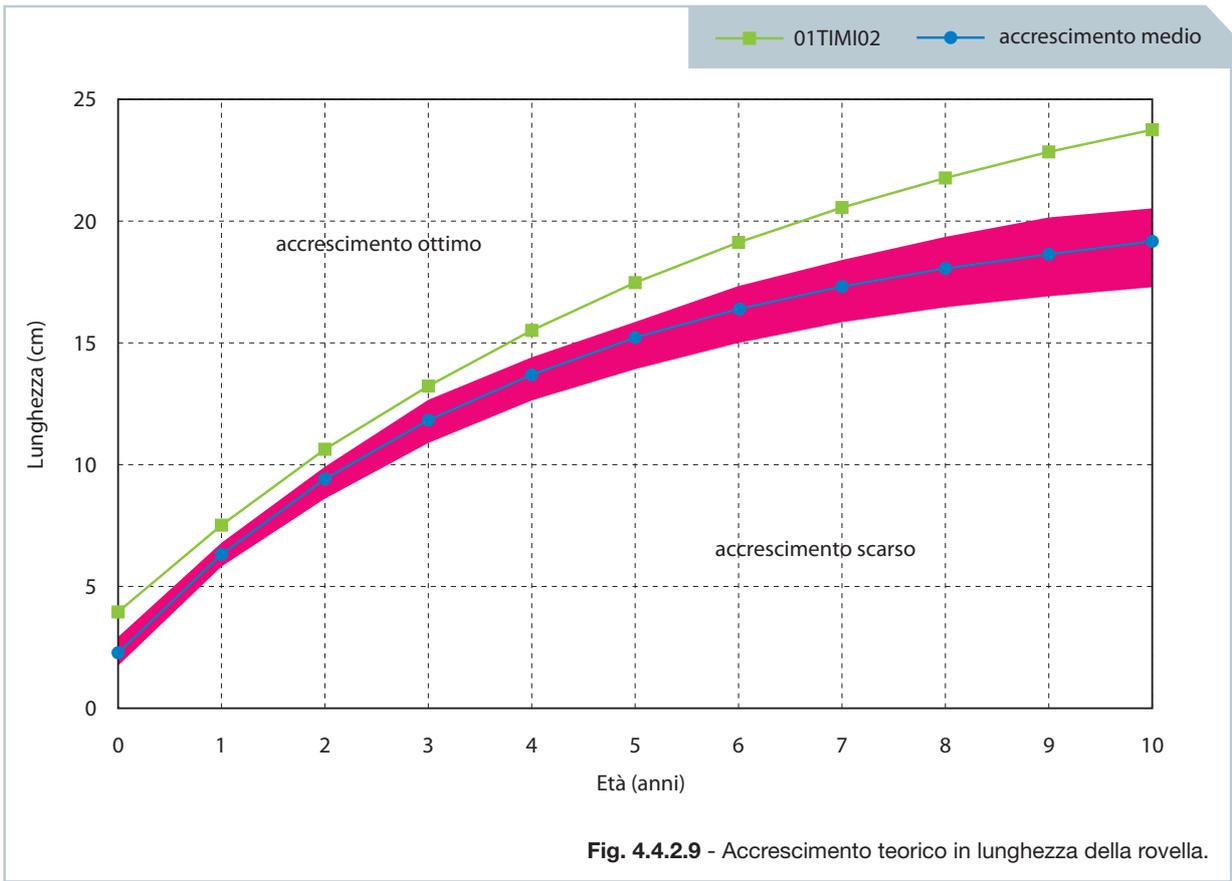
$$LT_t = 30.046 \{1 - e^{-0.176(t+0.718)}\} \quad (R^2 = 99.56\%).$$

Dal grafico è possibile osservare come, anche in questo caso, l'accrescimento risulti sempre migliore rispetto alle condizioni medie riscontrate nei corsi d'acqua umbri, soprattutto per gli esemplari più anziani. Il valore di Φ' calcolato è pari a 2.20 e risulta uno dei più elevati fra quelli calcolati per l'area indagata.

La figura 4.4.2.10 riporta la curva di accrescimento teorico in lunghezza calcolata per la popolazione del tratto più a valle del fiume Timia (01TIMI02). La relazione trovata è la seguente

$$LT_t = 29.381 \{1 - e^{-0.157(t+0.938)}\} \quad (R^2 = 99.55\%).$$

Dal grafico è possibile osservare come l'accrescimento sia, in questo caso come anche nell'altra stazione del fiume Timia, nettamente migliore rispetto alle condizioni medie riscontrate nei corsi d'acqua umbri, soprattutto negli esemplari più anziani. Il valore di Φ' calcolato è pari a 2.12 e risulta il più basso fra quelli calcolati per l'area indagata; ciò significa che questa popolazione di rovella si caratterizza per possedere un accrescimento complessivamente peggiore rispetto alle altre.



Trota fario

L'accrescimento della trota fario è stato realizzato per un solo settore di campionamento, situato nel tratto più prossimo alle sorgenti del fiume Clitunno (01CLIT01), l'unico in cui la popolazione è risultata consistente. La figura 4.4.2.11 riporta la curva di accrescimento teorico in lunghezza calcolata per la popolazione. La relazione trovata è la seguente:

$$L_t = 72.600 \{1 - e^{-0.158(t-0.021)}\} \quad (R^2 = 99.45\%).$$

Dal grafico è possibile osservare come, a partire dagli esemplari di 2 anni, l'accrescimento risulti nettamente migliore rispetto alle condizioni medie riscontrate nei corsi d'acqua umbri. Il valore di Φ' calcolato è pari a 2.92 e risente della presenza di una taglia massima teorica particolarmente elevata per questa specie ($L_\infty = 72.60$ cm). E' possibile, tuttavia, che l'andamento di tale accrescimento sia stato falsato dalla presenza nella popolazione di numerosi esemplari di immissione, cresciuti in allevamento e quindi in condizioni non naturali. Nella zona, infatti, è presente una bandita di pesca, in cui sono stati effettuati alcuni ripopolamenti dopo l'incidente avvenuto all'Umbria Olii.

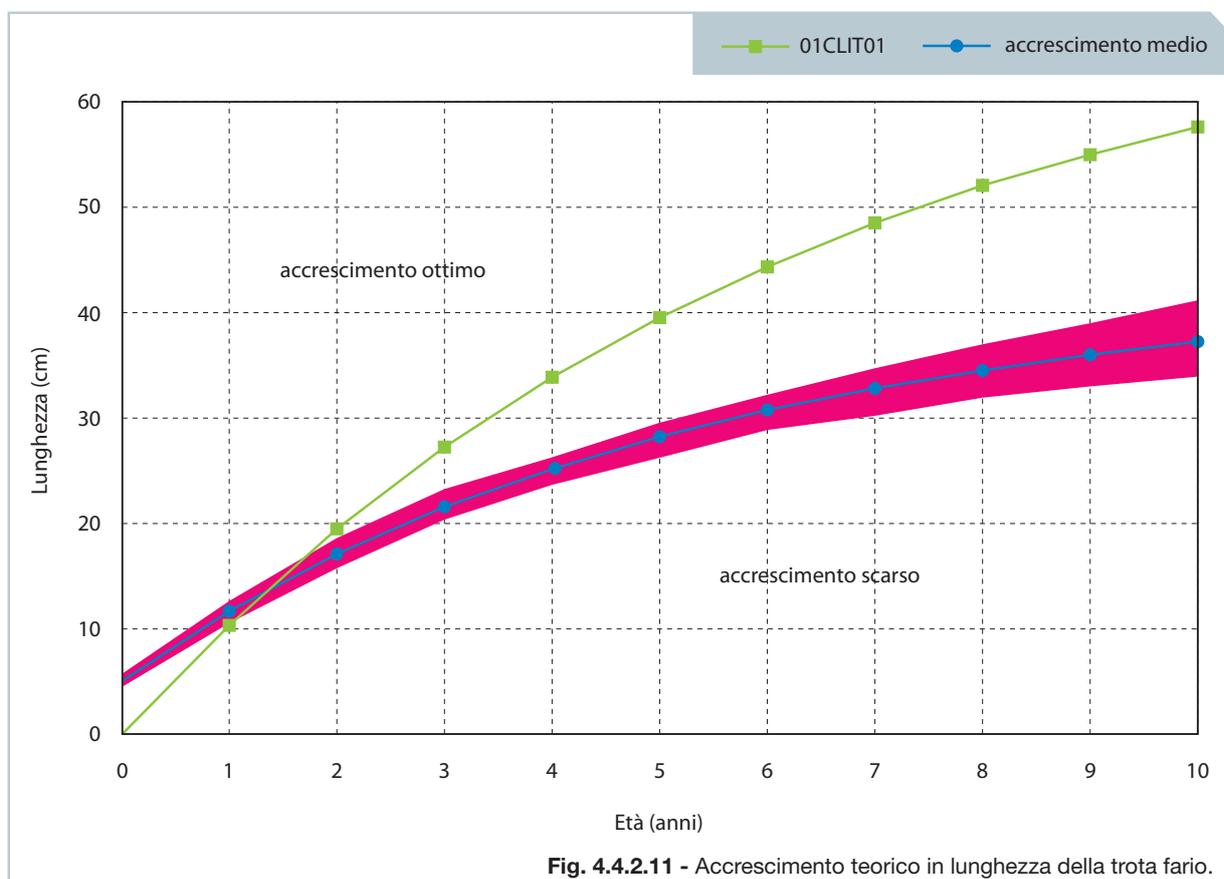


Fig. 4.4.2.11 - Accrescimento teorico in lunghezza della trota fario.

4.4.3 Struttura di popolazione

Di seguito sono riportati i valori del Proportional Stock Index calcolati per le diverse popolazioni presenti nelle varie stazioni di campionamento. Si precisa che tale indice è stato calcolato esclusivamente per le specie di origine autoctona; fra queste soltanto 4 specie hanno rilevato la presenza di un numero adeguato di esemplari per condurre tale analisi (barbo del Tevere, cavedano, rovella e trota fario). In due stazioni di campionamento, inoltre, la fauna ittica è risultata completamente assente.

Marroggia 01 (01MARR01)

Fauna ittica assente.

Marroggia 02 (01MARR03)

Fauna ittica assente.

Marroggia 03 (01MARR03)

La tabella 4.4.3.1 riporta i valori dell'indice calcolati. La situazione appare molto compromessa, infatti delle specie tipiche della zona del barbo, zona alla quale può essere attribuito tale settore fluviale, è risultata presente la sola rovella, che tuttavia presenta una struttura di popolazione molto squilibrata per la presenza di pochissimi esemplari, tutti di dimensioni molto ridotte.

Stazione	<i>PSD</i>	<i>N ° ind</i>
Barbo del Tevere	-	
Cavedano	-	
Rovella	0.00	4
Trota fario	-	

Tab. 4.4.3.1 - Proportional Stock Index.

Tatarena 01 (01TATA01)

La tabella 4.4.3.2 riporta i valori dell'indice calcolati. La situazione in questo caso appare una delle migliori fra tutte quelle esaminate: sono infatti presenti 3 delle specie più tipiche della zona del barbo, alla quale può essere attribuito tale settore fluviale. E' assente la fario, che non trova in tale corso d'acqua le condizioni idonee per la propria sopravvivenza. Tutte le specie presenti presentano valori del PSD compresi fra 35 e 65, intervallo che può essere considerato ottimale ed indice di una struttura di popolazione molto equilibrata. Il valore dell'indice per il barbo tiberino si avvicina al limite superiore e ciò significa che la popolazione esaminata vede un leggero prevalere degli esemplari più anziani, ma ciò può essere una conseguenza del ridotto numero di esemplari sul quale il calcolo è stato condotto; il contrario avviene per la rovella, nella cui struttura evidentemente sono leggermente prevalenti gli esemplari più giovani.

Stazione	<i>PSD</i>	<i>N ° ind</i>
Barbo del Tevere	63.63	13
Cavedano	53.85	62
Rovella	41.18	129
Trota fario	-	

Tab 4.4.3.2 - Proportional Stock Index.

Teverone 01 (01TEVE01)

La tabella 4.4.3.3 riporta i valori dell'indice calcolati. La stazione di campionamento si trova immediatamente a valle della confluenza del Marroggia con il Tatarena e come tale risente delle condizioni dei popolamenti ittici delle due stazioni di campionamento esaminate in precedenza. L'apporto di acqua del Tatarena, avente una condizione dei popolamenti ittici abbastanza buona, permette un recupero del Teverone rispetto alla situazione estremamente compromessa del Marroggia, ma tale recupero non è tale da far tornare in condizioni ottimali lo stato delle popolazioni presenti. Sono infatti presenti tre delle specie più tipiche della zona del barbo, alla quale può essere attribuito tale settore fluviale, ma nessuna specie presenta buoni valori del PSD, compresi cioè nell'intervallo fra 35 e 65, che è indice di una struttura equilibrata. I valori del PSD per il barbo tiberino e per il cavedano oltrepassano il limite superiore di riferimento e ciò significa che le popolazioni sono squilibrate per un eccesso di esemplari anziani: evidentemente le due specie non trovano in tale settore fluviale le condizioni per riprodursi oppure gli stadi giovanili non riescono a sopravvivere in tale ambiente. Il contrario avviene per la rovella, nella cui struttura evidentemente sono nettamente prevalenti gli esemplari di più giovane età.

Stazione	PSD	N ° ind
Barbo del Tevere	78.57	42
Cavedano	81.28	28
Rovella	26.67	68
Trota fario	-	-

Tab 4.4.3.3 - Proportional Stock Index.

Teverone 02 (01TEVE02)

La tabella 4.4.3.4 riporta i valori dell'indice calcolati per la stazione più a valle del fiume Teverone; anche questo settore fluviale appare molto compromesso: rispetto al settore più a monte risulta assente il barbo del Tevere, una delle specie più tipiche della zona del barbo, alla quale può essere attribuito tale settore fluviale; inoltre nessuna delle 2 specie presenti raggiunge un PSD che può essere giudicato positivamente. Il valore dell'indice per il cavedano oltrepassa il limite superiore e ciò significa che la popolazione risulta squilibrata per un eccesso degli esemplari più anziani, il contrario avviene per la rovella, nella cui struttura evidentemente sono prevalenti gli esemplari di più giovane età.

Stazione	PSD	N ° ind
Barbo del Tevere	-	-
Cavedano	68.18	51
Rovella	34.31	326
Trota fario	-	-

Tab. 4.4.3.4 - Proportional Stock Index.

Clitunno 01 (01CLIT01)

La tabella 4.4.3.5 riporta i valori del PSD calcolati per la stazione più a monte del fiume Clitunno; questo settore fluviale si distingue da tutti gli altri per possedere una composizione della fauna ittica che lo fa attribuire alla zona inferiore della trota; tale zona è caratterizzata dalla dominanza della trota fario, presente in associazione con alcuni ciprinidi reofili ed altre specie associate. Il barbo del Tevere è presente in tale stazione, ma probabilmente trova condizioni ambientali al limite delle proprie preferenze ecologiche e risulta presente, quindi, con un numero molto ridotto di esemplari. Il valore dell'indice per la trota fario rientra nei limiti ottimali e tale specie presenta pertanto una struttura di popolazione che può essere giudicata buona.

Stazione	PSD	N ° ind
Barbo del Tevere	0	3
Cavedano	-	-
Rovella	-	-
Trota fario	58.00	60

Tab. 4.4.3.5 - Proportional Stock Index.

Clitunno 02 (01CLIT02)

La tabella 4.4.3.6 riporta i valori dell'indice calcolati per la stazione intermedia del fiume Clitunno; questo settore fluviale non può più essere considerato come appartenente alla zona inferiore della trota, ma a quella del barbo, vista la prevalenza di fauna ciprinicola e specie associate. Il barbo del Tevere, il cavedano e la trota fario sono presenti con un numero molto ridotto di esemplari, mentre la sola rovella ha una popolazione avente una certa abbondanza. Il valore dell'indice PSD per tale specie rientra nei limiti ottimali, anche se la sua struttura appare sbilanciata per la presenza di un numero eccessivo di esemplari di giovane età.

Stazione	PSD	N ° ind
Barbo del Tevere	50.00	2
Cavedano	100.00	3
Rovella	36.00	28
Trota fario	100.00	5

Tab. 4.4.3.6 - Proportional Stock Index.

Clitunno 03 (01CLIT03)

La tabella 4.4.3.7 riporta i valori dell'indice calcolati per la stazione più a valle del fiume Clitunno; anche questo settore fluviale non sembra avere condizioni ambientali molto adatte alla fauna ittica: il barbo del Tevere, il cavedano e la trota fario, infatti, hanno popolazioni estremamente esigue e tutte denunciano valori di PSD tali da indicare la presenza di strutture molto squilibrate. Anche la rovella, che pure raggiunge una certa abbondanza, è caratterizzata da un PSD non ottimale, sbilanciato per la presenza di un numero eccessivo di esemplari di giovane età.

Stazione	<i>PSD</i>	<i>N ° ind</i>
Barbo del Tevere	0.00	3
Cavedano	66.67	6
Rovella	21.00	20
Trota fario	100.00	1

Tab. 4.4.3.7 - Proportional Stock Index.

Timia 01 (01TIMI01)

La tabella 4.4.3.8 riporta i valori dell'indice calcolati per la stazione più a monte del fiume Timia; anche questo settore fluviale sembra presentare una situazione abbastanza compromessa: il barbo del Tevere risulta del tutto assente, mentre il cavedano, pur presentando una popolazione abbastanza numerosa, presenta un valore del PSD che denuncia la presenza di una struttura molto squilibrata. Per la rovella, al contrario, la struttura appare ben articolata, con un valore del PSD che può essere giudicato ottimale

Stazione	<i>PSD</i>	<i>N ° ind</i>
Barbo del Tevere	-	-
Cavedano	81.89	220
Rovella	59.85	203
Trota fario	-	-

Tab. 4.4.3.8 - Proportional Stock Index.

Timia 02 (01TIMI02)

La tabella 4.4.3.9 riporta i valori dell'indice calcolati per la stazione più a valle del fiume Timia; anche questo settore fluviale non sembra presentare una situazione ottimale, sebbene rispetto al tratto precedente le cose sembrano leggermente migliorate: il barbo del Tevere, una delle specie più sensibile ai fenomeni di degrado ambientale, presenta questa volta un valore del PSD che rientra nel range ottimale, mentre sono il cavedano e la rovella che denunciano, per opposti motivi, la presenza di strutture molto squilibrate. Per il cavedano, infatti, sembra evidenziarsi la presenza di fattori che penalizzano la riproduzione o la sopravvivenza degli stadi giovanili, mentre al contrario per la rovella, la struttura appare disarticolata per la dominanza nella popolazione degli esemplari più giovani.

Stazione	PSD	N ° ind
Barbo del Tevere	53.33	21
Cavedano	77.55	70
Rovella	11.59	121
Trota fario	-	-

Tab. 4.4.3.9 - Proportional Stock Index.

4.4.4 Peso Relativo

Di seguito sono riportati i valori medi stimati per il Peso Relativo (W_r) calcolati per le diverse popolazioni presenti nella varie stazioni di campionamento. Si precisa che anche tale indice è stato calcolato per 4 specie indigene, le sole nelle quali è stato rilevato un numero adeguato di esemplari (barbo del Tevere, cavedano, rovella e trota fario).

Nei due settori fluviali rappresentati dalle stazioni di campionamento più a monte del torrente Marroggia, la fauna ittica è risultata assente.

Marroggia 01 (01MARR01)

Fauna ittica assente.

Marroggia 02 (01MARR03)

Fauna ittica assente.

Marroggia 03 (01MARR03)

La tabella 4.4.4.1 riporta i valori medi dell'indice calcolati per la stazione più a valle del torrente Marroggia. La situazione appare ancora una volta molto compromessa: delle specie tipiche della zona del barbo, è risultata presente la sola rovella, catturata con un numero molto esiguo di esemplari, caratterizzati peraltro da una condizione del tutto insoddisfacente; il valore medio del loro peso relativo, infatti, è risultato pari a 74.19.

Stazione	W_r	N ° ind
Barbo del Tevere	-	
Cavedano	-	
Rovella	74.19	4
Trota fario	-	

Tab. 4.4.4.1 - Peso Relativo.

Tatarena 01 (01TATA01)

La tabella 4.4.4.2 riporta i valori dell'indice calcolati per il torrente Tatarena. La situazione in questo caso appare nettamente migliore rispetto al settore precedente: sono infatti presenti 3 specie tipiche della zona del barbo: la rovella presenta un valore medio di W_r compreso fra 95 e 105, intervallo che può essere considerato indice di

Stazione	W_r	$N^\circ ind$
Barbo del Tevere	86.80	13
Cavedano	89.26	62
Rovella	95.55	129
Trota fario	-	

Tab. 4.4.4.2 - Peso Relativo.

una condizione ottimale; per il cavedano il valore medio dell'indice è molto prossimo a 90, mentre il barbo si discosta di più dai valori di riferimento ottimali, ma la popolazione di questa specie potrebbe essere stata penalizzata dal ridotto numero di esemplari catturati.

Teverone 01 (01TEVE01)

La tabella 4.4.4.3 riporta i valori medi di W_r calcolati per questa stazione di campionamento che si trova immediatamente a valle della confluenza del Marroggia con il Tatarena: ancora una volta si conferma come tale settore risenta del miglioramento apportato dal Tatarena. Rispetto al Marroggia, infatti, il Teverone evidenzia la presenza di un netto recupero nella condizione fisiologica dei pesci presenti. Come nel Tatarena sono, infatti, presenti tre delle specie tipiche della zona del barbo, due delle quali presentano buoni valori medi di W_r . Barbo del Tevere e cavedano, infatti, hanno valori dell'indice che risultano compresi nell'intervallo fra 95 e 105, indice di una condizione più che soddisfacente; leggermente peggiore è la situazione per la rovella, che presenta una media di W_r pari al 87%.

Stazione	W_r	$N^\circ ind$
Barbo del Tevere	94.77	42
Cavedano	104.87	28
Rovella	86.88	68
Trota fario	-	-

Tab 4.4.4.3 - Peso Relativo.

Teverone 02 (01TEVE02)

La tabella 4.4.4.4 riporta i valori dell'indice calcolati per la stazione più a valle del fiume Teverone; anche questo settore fluviale appare molto compromesso: rispetto al settore più a monte risulta assente il barbo del Tevere una delle specie più tipiche della zona del barbo, alla quale può essere attribuito tale settore fluviale; inoltre nessuna delle 2 specie presenti raggiunge un valore medio di W_r che può essere giudicato positivamente. Il valore dell'indice per la rovella eccede il limite superiore dell'intervallo ottimale ($W_r = 109\%$) e ciò significa che la popolazione può non fare un uso corretto del cibo, che appare comunque abbondante. Per il cavedano avviene il contrario ed il suo basso valore medio ($W_r = 92\%$) indica la presenza di una condizione alimentare insoddisfacente.

Stazione	W_r	$N^\circ ind$
Barbo del Tevere	-	-
Cavedano	92.21	51
Rovella	109.12	326
Trota fario	-	-

Tab. 4.4.4.4 - Peso Relativo.

Clitunno 01 (01CLIT01)

La tabella 4.4.4.5 riporta i valori del PSD calcolati per la stazione più a monte del fiume Clitunno; questo settore fluviale si caratterizza per la dominanza della trota fario. Il barbo del Tevere è presente in tale stazione, ma con un numero molto esiguo di esemplari, aventi una condizione del tutto insoddisfacente, probabilmente perché viventi al limite delle proprie preferenze ecologiche. Il valore medio dell'indice per la trota fario eccede i limiti ottimali e tale specie presenta pertanto una condizione che indica la possibilità di un uso non corretto dell'eccesso di cibo.

Stazione	W_r	$N^\circ ind$
Barbo del Tevere	85.66	3
Cavedano		-
Rovella		-
Trota fario	108.57	60

Tab. 4.4.4.5 - Peso Relativo.

Clitunno 02 (01CLIT02)

La tabella 4.4.4.6 riporta i valori dell'indice calcolati per la stazione intermedia del fiume Clitunno; questo settore fluviale non può più essere considerato come appartenente alla zona inferiore della trota, ma a quella del barbo, vista la prevalenza di fauna ciprinicola e specie associate. Il barbo del Tevere, il cavedano e la trota fario sono presenti con un numero molto ridotto di esemplari, mentre la sola rovela ha una popolazione avente una certa abbondanza. Il valore dell'indice W_r per tale specie non rientra nei limiti ottimali e la condizione di tale popolazione appare nettamente sbilanciata per la presenza di un eccesso di cibo, che non viene utilizzato in modo adeguato.

Stazione	W_r	$N^\circ ind$
Barbo del Tevere	99.63	2
Cavedano	93.20	3
Rovella	118.26	28
Trota fario	96.07	5

Tab. 4.4.4.6 - Peso Relativo.

Clitunno 03 (01CLIT03)

La tabella 4.4.4.7 riporta i valori dell'indice calcolati per la stazione più a valle del fiume Clitunno; anche questo settore fluviale non sembra avere condizioni ambientali molto adatte alla fauna ittica: il barbo del Tevere, il cavedano e la trota fario, infatti, hanno popolazioni estremamente esigue. Tutte le specie presenti, ad eccezione del cavedano, denunciano valori medi di W_r al di fuori del range ottimale. Anche la rovela, che pure raggiunge una certa abbondanza, è caratterizzata da un valore medio troppo elevato ($W_r = 115\%$), indice di una situazione sbilanciata per la presenza di un eccesso di cibo.

Stazione	W_r	$N^\circ ind$
Barbo del Tevere	106.06	3
Cavedano	96.49	6
Rovella	115.38	20
Trota fario	90.02	1

Tab. 4.4.4.7 - Peso Relativo.

Timia 01 (01TIMI01)

La tabella 4.4.4.8 riporta i valori dell'indice calcolati per la stazione più a monte del fiume Timia; anche questo settore fluviale sembra presentare una situazione non ottimale: il barbo del Tevere è assente e il cavedano denuncia la presenza di una condizione squilibrata, probabilmente per un utilizzo non ottimale dell'eccesso di cibo ($W_r = 109\%$). Per la rovella, al contrario, il valore medio del suo Peso Relativo rientra nell'intervallo che può essere giudicato ottimale.

Stazione	W_r	$N^\circ ind$
Barbo del Tevere		
Cavedano	108.73	220
Rovella	96.27	203
Trota fario	-	-

Tab. 4.4.4.8 - Peso Relativo.

Timia 02 (01TIMI02)

La tabella 4.4.4.9 riporta i valori dell'indice calcolati per la stazione più a valle del fiume Timia; anche questo settore fluviale non sembra presentare una situazione ottimale: tutte le specie presenti hanno valori medi di W_r nettamente più bassi di quelli che possono considerarsi ottimali.

Stazione	W_r	$N^\circ ind$
Barbo del Tevere	86.08	21
Cavedano	90.76	70
Rovella	82.83	121
Trota fario	-	-

Tab 4.4.4.9 - Peso Relativo.

4.5 Stato ecologico dei corsi d'acqua

4.5.1 Fidess

I risultati dell'applicazione del metodo Fidess per l'interpretazione dello stato ecologico dei corsi d'acqua indagati sono riportati nella tabella 4.5.1.1 Il metodo indica la probabilità che uno specifico corso d'acqua, sulla base della propria composizione della fauna ittica e di alcuni parametri ambientali di facile interpretazione, sia caratterizzato da un determinato stato ecologico. Il risultato prevede, quindi, l'attribuzione di un sito di campionamento ad una delle 5 categorie di stato ecologico previste in termini di probabilità, espressi mediante una percentuale (Scardi e Tancioni, 2004).

Sulla base dei risultati ottenuti, per l'area indagata emerge la presenza di una situazione che appare abbastanza compromessa: 2 stazioni di campionamento, localizzate sul fiume Clitunno e rappresentate precisamente dal settore più prossimo alle sorgenti (01CLIT01) e da quello posizionato più a valle di tutti gli altri (01CLIT03), hanno la maggiore probabilità di essere caratterizzati da uno stato ecologico buono.

	Stato Ecologico alto	Stato Ecologico buono	Stato Ecologico moderato	Stato Ecologico povero	Stato Ecologico cattivo
01CLIT01	2.5	69.2	28.0	0.2	0.0
01CLIT02	0.1	17.0	80.1	2.4	0.0
01CLIT03	0.6	71.6	27.6	0.2	
01MARR01				42.5	57.5
01MARR02			0.2	32.0	67.8
01MARR03			0.2	73.9	25.9
01TATA01	0.9	41.5	55.9	1.7	
01TEVE01		3.8	27.5	67.7	1.0
01TEVE02			0.6	89.3	10.0
01TIMIO1		0.1	2.4	90.4	7.1
01TIMIO2	0.1	24.6	70.1	5.1	0.1

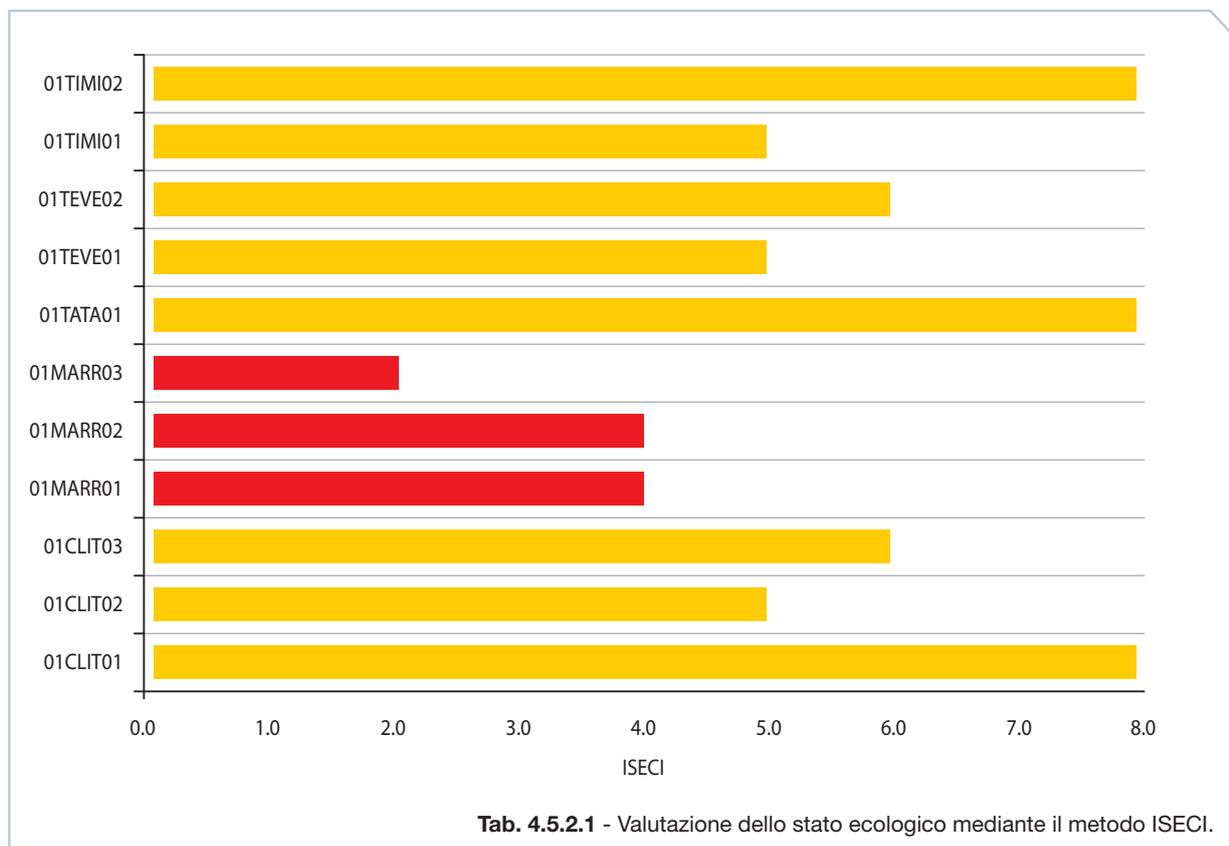
Tab. 4.5.1.1 - Valutazione dello stato ecologico mediante il metodo Fidess.

Il torrente Tatarena (01TATA01) presenta una probabilità di circa il 56% di raggiungere uno stato ecologico moderato e del 42% di essere invece in uno stato ecologico buono; il settore intermedio del fiume Clitunno (01CLIT02) e quello più a valle del Timia (01TIMIA02) sono invece caratterizzati da uno stato ecologico moderato. La situazione più grave è quella che emerge per l'intero corso del torrente Marroggia, caratterizzato dalla stazione di campionamento più a valle (01MARR03) con uno stato ecologico "povero" e le due precedenti (01MARR01 e 01MARR02) in bilico tra una condizione "povera" (rispettivamente 42.5% e 32.0%) ed una "cattiva" (rispettivamente 57.5% e 67.8%). Abbastanza compromessa è anche lo stato del fiume Teverone che per tutto il suo corso si contraddistingue per appartenere in modo abbastanza netto alla categoria "stato ecologico povero" (01TEVE01 = 67.7%; 01TEVE02 = 89.3%); simile è anche la condizione del tratto più a monte del fiume Timia (01TIMI01), che ha oltre il 90% di probabilità di rientrare nella stessa categoria del Teverone.

4.5.2 Iseci

Analogamente al metodo Fidess, anche l'Indice di Stato Ecologico delle Comunità Ittiche o Iseci (Zerunian, 2004) permette di giudicare la qualità di un dato settore fluviale utilizzando 5 diverse categorie rappresentate, andando nel senso di un crescente miglioramento, da uno stato ecologico: "pessimo", "scadente", "sufficiente", "buono" ed "elevato". A differenza del metodo Fidess, tuttavia, per l'Iseci tale giudizio scaturisce dall'attribuzione di un indice numerico che varia da 2 a 16 e non, quindi, in termini probabilistici. Per l'Iseci la valutazione del livello di "stato ecologico" viene effettuata tenendo conto della naturalità e della condizione delle popolazioni indigene. Il valore dell'indice scaturisce dalla comparazione fra una comunità ittica attesa e una comunità ittica reale e da una serie di dati relativi alla condizione delle popolazioni che compongono quest'ultima (abbondanza, struttura in classi di età, ecc.) (Zerunian, 2004).

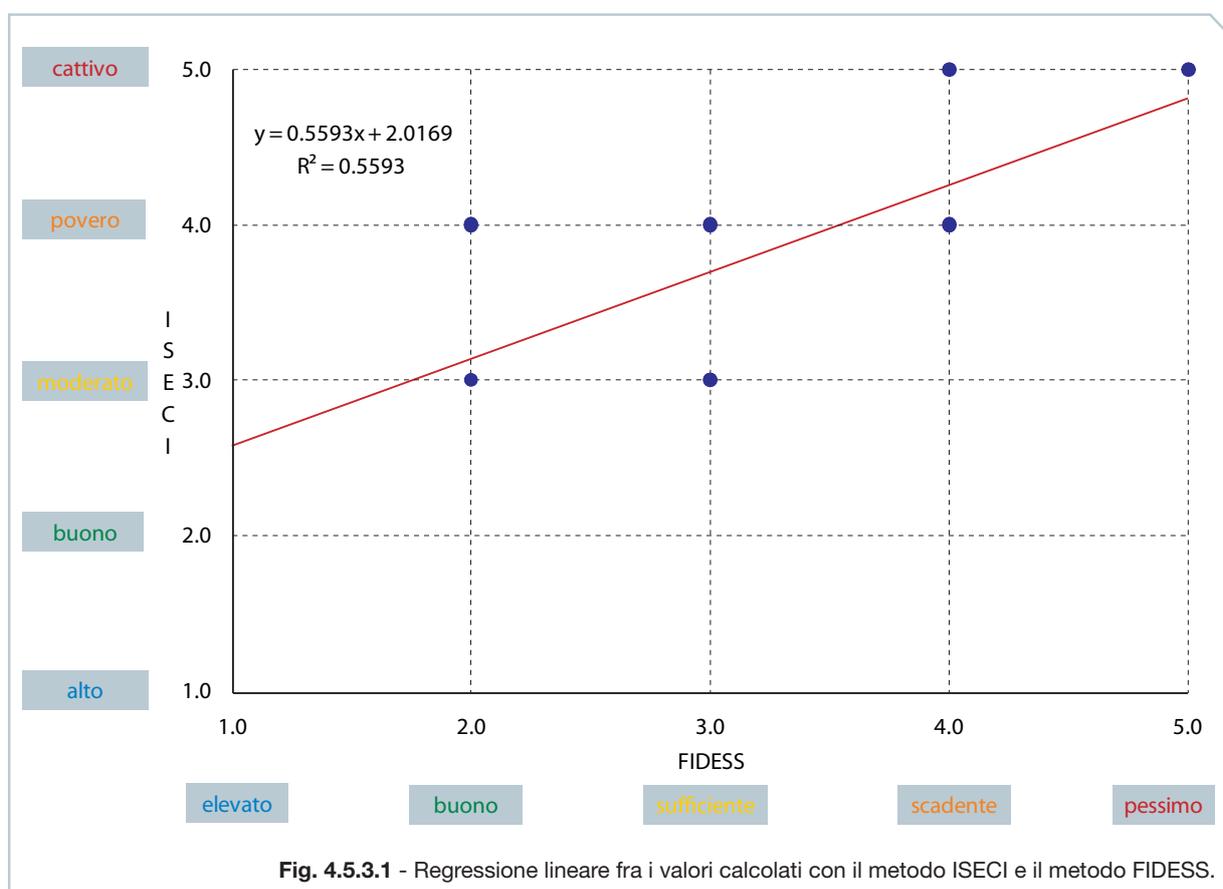
Il grafico della figura 4.5.2.1. riporta i risultati dell'analisi: ancora una volta il quadro che emerge per l'area indagata è abbastanza preoccupante, addirittura peggiore rispetto a quanto evidenziato dal Fidess.



In questo caso nessun settore fluviale viene attribuito agli stati ecologici di “buono” ed “elevato”, il tratto superiore del fiume Clitunno (01CLIT01), il torrente Tatarena (01TATA01) ed il tratto più a valle del Timia (01TIMI02) raggiungono un valore dell’indice pari a 8, che corrisponde ad uno stato ecologico “sufficiente”. L’intero corso del fiume Marroggia viene classificato come “pessimo”, avendo valori oscillanti fra 2 e 4, mentre i rimanenti tratti del fiume Clitunno (01CLIT02 e 01CLIT03), del Timia (01TIMI01) e l’intero corso del Teverone sono giudicati “scadenti”, con valori compresi fra 5 e 6.

4.5.3 Confronto fra i due metodi

Nella figura 4.5.3.1 viene riportato il risultato di un confronto fra i due metodi, effettuato mediante un’analisi della regressione lineare: la comparazione è stata effettuata equiparando i giudizi che scaturiscono dalle 5 categorie espresse da ogni metodo e dando loro un valore crescente da 1 a 5: a valori più elevati corrisponde una peggiore classe di qualità dell’acqua.



Il metodo Fidess sembra esprimere un giudizio più articolato, evidenziando la presenza di 4 classi su 5, che vanno in successione dallo stato “buono” allo stato “pessimo”, passando per “sufficiente” e “scadente”; i risultati del metodo Iseci, al contrario, sono più appiattiti esprimendo un giudizio che giustifica la presenza di 3 classi solamente: “moderato”, “povero” e “cattivo”.

La regressione evidenzia, comunque, come la corrispondenza fra i due metodi sia abbastanza buona, con una varianza giustificata dal modello che raggiunge quasi il 56% del totale ($R^2 = 55.93\%$). La regressione esistente fra i valori calcolati con i due metodi è la seguente:

$$y = 2.017 + 0.56 X.$$

Il metodo Fidess, quindi, sembra esprimere nel complesso un giudizio sempre leggermente più favorevole rispetto al metodo alternativo; in ogni caso il confronto è stato eseguito su di un numero molto esiguo di casi e tali risultati andrebbero confermati estendendo l'analisi ad un campione più rappresentativo di osservazioni.

4.6 Conclusioni

Le ricerche condotte hanno permesso di approfondire le conoscenze sulla fauna ittica presente nei corsi d'acqua dell'area indagata; le procedure utilizzate hanno permesso di analizzarne lo stato, evidenziando le relazioni presenti con le altre componenti ambientali. I risultati di tali analisi hanno evidenziato la presenza di condizioni ambientali e ittiofaunistiche molto critiche, confermando la necessità di un vasto intervento di riqualificazione ambientale dell'area in esame, necessità peraltro già evidenziata dai risultati di precedenti ricerche (Lorenzoni, 2003; Nucci *et al.*, 2007). Le analisi fisico-chimiche effettuate nel corso degli aggiornamenti della Carta Ittica Regionale di 2° livello (Lorenzoni *et al.*, in stampa) hanno, infatti, mostrato l'esistenza di un elevato degrado delle acque nel Clitunno, Teverone e Timia ed anche nel Topino, per un tratto a valle della confluenza del Timia stesso; un risultato analogo emerge anche dall'utilizzo della componente macrobentonica come indicatore ambientale: l'I.B.E risulta, infatti, in IV classe nel Teverone ed in III nel Timia e nel Topino.

Per gli scopi di questa ricerca, l'analisi dei dati fisico-chimici delle acque ha costituito solo un parziale compendio allo studio della componente ittica e non può, pertanto, avere la pretesa di rappresentare un giudizio definitivo sullo stato di qualità dei corsi d'acqua indagati: tale indagine sarà approfondita in altra sede. Alcune delle informazioni che, tuttavia, sono state già raccolte, come ad esempio il dato dell'ossigeno disciolto, testimoniano l'esistenza di una situazione molto preoccupante: nella stazione più a valle del Marroggia (01MARR03) e nell'intero Teverone (01TEVE01-02) i valori di tale parametro scendono al di sotto del 30% rispetto alla saturazione, denunciando la presenza di un probabile inquinamento di origine organica.

L'analisi degli altri dati ambientali ha confermato le conoscenze sulle caratteristiche idrologiche dei corsi d'acqua presenti nell'area, che appaiono da questo punto di vista molto eterogenei e diversi fra loro. Il Clitunno rappresenta, infatti, un corso d'acqua unico nel panorama dei fiumi umbri: nasce dalle famose sorgenti localizzate nei pressi di Campello ed è alimentato da una copiosa risorgiva carsica che rende il suo regime costante. Ciò garantisce al Clitunno una temperatura dell'acqua abbastanza bassa anche in estate, permettendo la presenza di popolamenti ittici differenziati lungo il suo decorso longitudinale, che pure scorre interamente in pianura con pendenze molto limitate. Queste sue peculiarità condizionano, in parte, anche le caratteristiche del Timia, che riceve le sue acque: la costanza delle portate e la quasi totale assenza di torbidità minerale associata alle piene permettono la presenza di una vegetazione acquatica molto abbondante, rendendo tali corsi d'acqua estremamente produttivi e differenziandoli dalla maggior parte dei fiumi presenti nel reticolo idrografico del fiume Tevere. Diverse sono gli elementi distintivi dei rimanenti corsi indagati, che appaiono di dimensioni molto più modeste e sono alimentati in modo diverso: essi risultano, pertanto, condizionati in modo molto più netto dalla variabilità delle portate, che in estate possono risultare estremamente esigue. Le comunità biotiche del Marroggia, oltre che dal degrado della qualità delle acque, sono risultate fortemente penalizzate dalla completa assenza di acqua che molto probabilmente ha caratterizzato il periodo estivo immediatamente precedente al campionamento. Un eventuale progetto finalizzato al recupero della qualità ambientale complessiva di tale sistema idrografico deve necessariamente tenere nella giusta considerazione anche la necessità di salvaguardare le comunità biotiche presenti attraverso il mantenimento di una quantità di acqua in alveo almeno pari al deflusso minimo vitale. L'esistenza nella parte montana del Marroggia dell'invaso di Arezzo di Spoleto potrebbe garantire il superamento di questo problema.

Per quanto riguarda l'assetto morfo-idraulico, l'area appare anche caratterizzata dalla presenza di un'elevata artificializzazione degli alvei fluviali, che appaiono fortemente canalizzati, talvolta interrotti nella loro continuità longitudinale e caratterizzati da una vegetazione ripariale assente o più spesso molto banalizzata, con compromissione della funzione tampone che tali corridoi fluviali dovrebbero esercitare. Le regimazioni, o sistemazioni idrauliche, comprendono diversi tipi di intervento: rettifiche dell'alveo, arginature spondali, costruzioni di briglie e

prismate. L'impatto ambientale di queste opere è divenuto evidente solo in tempi recenti. Un primo e immediato effetto delle canalizzazioni è la drastica omogeneizzazione dell'alveo dei fiumi, con conseguente riduzione dei microambienti e semplificazione delle comunità biologiche presenti. Poiché ciascuna specie vivente è caratterizzata da una propria nicchia ecologica, la riduzione dell'eterogeneità ambientale ha come effetto la scomparsa di numerose specie e un impoverimento qualitativo delle biocenosi fluviali. La scomparsa degli organismi viventi, inoltre, riduce la capacità di autodepurazione dei fiumi; quando il fiume viene cementificato la capacità di molti organismi di mineralizzare la sostanza organica diminuisce o cessa, anche perché la presenza di opere murarie impedisce qualsiasi comunicazione con le adiacenti acque secondarie, con gli acquitrini e le zone umide. Il letto impermeabilizzato impedisce, inoltre, ogni rapporto tra acque superficiali e freatiche. Altro problema è quello della riduzione o scomparsa della vegetazione ripariale sugli argini artificiali. Gli effetti positivi della vegetazione sono ampiamente noti: producendo zone d'ombra attenua il riscaldamento estivo dell'acqua e quindi determina un aumento nell'ossigeno presente; il detrito che si forma in seguito alla caduta delle foglie in autunno costituisce il sostentamento alimentare del benthos che in un fiume rappresenta il primo e fondamentale anello della catena alimentare del detrito. Altre conseguenze delle canalizzazioni sono dovute al mutare della dinamica fluviale: si accentuano le magre nella durata e nella penuria d'acqua; aumentano i volumi delle piene e soprattutto queste si concentrano in tempi ristretti, con conseguenti aumenti delle portate istantanee, dei livelli idrometrici e della velocità dell'acqua. La costruzione, lungo i corsi d'acqua, di opere di sbarramento, derivazione e contenimento dell'erosione di fondo, interrompe la continuità ambientale dei corsi idrici frammentando in gruppi isolati i popolamenti ittici che li abitano. In questi casi i danni per la fauna ittica possono concretizzarsi in:

- impossibilità di raggiungere le aree di frega;
- impossibilità di accedere ad alcune risorse;
- mancata ricolonizzazione delle aree abbandonate in seguito ad eventi sfavorevoli (effetto di trascinamento durante le piene).

Tutto ciò causa la frammentazione delle popolazioni con conseguente aumento della probabilità di estinzione locale.

In molti paesi europei la necessità di tutelare gli interessi economici legati alla pesca ha già da tempo suggerito l'adozione di accorgimenti per garantire il superamento da parte dei pesci degli ostacoli presenti lungo il corso dei fiumi. Ciò può essere assicurato mediante la realizzazione dei passaggi per pesci, intesi come vie idrauliche artificiali destinate a risolvere sia il problema della discontinuità idraulico-ambientale sia quello della discontinuità faunistica, salvaguardando quindi il potenziale ittiogenico complessivo del bacino imbrifero (Pini Prato *et al.*, 2006). Un primo censimento, che andrebbe sicuramente approfondito ed aggiornato, delle opere che interrompono la continuità fluviale presenti nell'area indagata è stato riportato da Lorenzoni (2003).

Dal punto di vista della fauna ittica presente nei corsi d'acqua indagati non emergono differenze di rilievo rispetto a quanto emerso nel corso di precedenti ricerche: delle 21 specie presenti, 11 sono indigene (52.38%), mentre le 10 rimanenti (47.62%) sono di origine esotica; di queste, 2 possono considerarsi come specie non acclimatate nell'area indagata. La ricchezza di specie presunta (S) è di circa 23 specie: ciò significa che presumibilmente alcune delle specie più rare possono non essere state catturate nel corso dell'indagine.

L'elenco faunistico è sostanzialmente lo stesso rispetto a quello individuato per il bacino del fiume Topino nel corso delle varie ricerche condotte per la redazione della Carta Ittica regionale (Mearelli *et al.*, 2001; Lorenzoni *et al.*, in stampa): se ne discosta soprattutto per l'assenza delle specie più reofile, quali ad esempio lo scazzone (*Cottus gobio* L.) che, colonizzando esclusivamente i tratti più montani del bacino, non trovano nell'area indagata le condizioni idonee per la propria sopravvivenza; mancano anche alcune specie esotiche che, fortunatamente, non sono ancora riuscite a risalire dalle aste principali ed ad espandere il proprio areale in questo settore della Valle Umbra.

Il confronto con le liste faunistiche delle specie ittiche presenti in passato nel reticolo idrografico indagato evidenzia la scomparsa della lampreda di fiume (*Lampetra fluviatilis* L.), che nel 1892 veniva indicata da Silvestri come presente, soprattutto in primavera, nel Timia che raggiungeva risalendo dal mare per la riproduzione; tale

specie, a causa della presenza di numerosi sbarramenti che ne impediscono la risalita dal mare, può considerarsi ormai estinta in tutta l'Umbria (Lorenzoni *et al.*, 2006). Anche la tinca, che veniva indicata sempre da Silvestri (1892) nel Clitunno, di recente non è stata più rilevata. Anguilla, spinarello, lampreda di ruscello e vairone venivano indicati come molto diffusi ed abbondanti in tutta l'area, mentre oggi hanno una distribuzione molto localizzata e densità contenute. Nella lista delle specie presenti nella collezione del conte Toni di Spoleto (1929) sono indicate come provenienti dal Clitunno le specie seguenti: barbo del Tevere, trota fario, vairone e spinarello, tutte attualmente ancora presenti.

Tra le specie ittiche catturate nel corso dei campionamenti alcune rivestono un'importanza particolare dal punto di vista conservazionistico: la lampreda di ruscello, ad esempio, è inserita nell'Allegato II della Direttiva Habitat ed è elencata fra le specie protette nella Convenzione di Berna (Allegato III). In Umbria l'area indagata rappresenta una delle ultime località in cui la specie è presente e il fiume Clitunno rappresenta uno degli ambienti potenzialmente migliori per l'insediamento di una popolazione abbondante e ben strutturata. I risultati della ricerca, pur avendo confermato la presenza della lampreda di ruscello, sono, tuttavia, abbastanza preoccupanti per la conservazione della specie, poichè hanno anche evidenziato l'estrema esiguità dei suoi popolamenti. La specie è fra i vertebrati a rischio di estinzione in Italia (Bulgarini *et al.*, 1998).

Il barbo del Tevere, la rovela ed il cavedano etrusco sono endemismi del distretto ittiogeografico Tosco-Laziale e sono inclusi nell'allegato II della Direttiva Habitat e nell'allegato III della Convenzione di Berna; il cavedano etrusco è, inoltre, considerato specie minacciata dall'IUCN (2001) e da Smith e Darwall (2006). Anche il ghiozzo di ruscello (*Padogobius nigricans*) è inserito nell'Allegato II della Direttiva Habitat ed è considerato specie vulnerabile secondo i criteri IUCN (2001). Tale specie è, inoltre, elencata fra le specie protette nella Convenzione di Berna (Allegato III), indicata come parzialmente minacciata nel Libro Rosso della fauna e della flora in Italia (Pavan, 1992) e in pericolo nel Libro Rosso degli animali d'Italia - Vertebrati (Bulgarini *et al.*, 1998). Endemico dei corsi d'acqua del bacino del Mediterraneo, il ghiozzo è infine ritenuto vulnerabile in The Status and Distribution of Freshwater Fish Endemic to the Mediterranean Basin (Smith e Darwall, 2006). Lo spinarello è una specie indicata come minacciata nel Libro Rosso della fauna e della flora in Italia (Pavan, 1992) e come vulnerabile nel Libro Rosso degli animali d'Italia - Vertebrati (Bulgarini *et al.*, 1998). L'individuazione di tale specie nei corsi d'acqua che costituiscono il reticolo idrografico dell'area indagata appare di particolare importanza poichè essi rappresentano uno degli ultimi siti in Umbria in cui la specie è presente.

Delle 21 specie ittiche censite, la più diffusa è la rovela, presente in più del 70% dei settori indagati; molto diffuse sono anche 3 specie ittiche esotiche e precisamente alborella, carassio dorato e gobione che raggiungono una percentuale di presenza pari al 64% dei siti indagati. Per quanto riguarda la propria composizione in specie, il fiume Clitunno si differenzia nettamente dagli altri corsi d'acqua: carpa erbivora, lampreda di ruscello, spinarello, trota fario e trota iridea sono infatti esclusive di tale corso d'acqua; cavedano etrusco, cobite e pseudorasbora, al contrario, sono ampiamente diffusi nel resto dell'area indagata, ma assenti dal Clitunno. La gambusia è presente solo nel tratto superiore del Timia (01TIMI01), mentre il persico sole nell'alto corso del Teverone (01TEVE01).

I risultati confermano la vocazione ciprinicola dell'area indagata che, ad eccezione del tratto iniziale del fiume Clitunno, presenta le comunità tipiche della zona del barbo. Una vocazione spiccatamente salmonicola è emersa unicamente per il tratto iniziale del Clitunno. Trota fario, barbo tiberino, cavedano, vairone, rovela e ghiozzo di ruscello sono quindi le specie maggiormente caratterizzanti la rete idrografica indagata, e per le quali devono essere impostati i programmi di gestione. Specifiche azioni di conservazione e tutela vanno intraprese per spinarello, cavedano etrusco e lampreda di ruscello, specie la cui presenza in Umbria è da ritenersi particolarmente minacciata.

Dal punto di vista qualitativo le comunità ittiche appaiono abbastanza compromesse dal fenomeno dell'introduzione delle specie ittiche esotiche, che è stato definito uno dei più importanti e meno studiati fattori di perturbazione causati dall'uomo sugli ecosistemi acquatici (Lodge *et al.*, 2000; Mack *et al.*, 2000). L'integrità delle comunità ittiche è stata valutata attraverso l'indice di integrità qualitativa (Bianco, 1990), che è dato dal rapporto tra il numero di specie autoctone presenti e il totale delle specie campionate. L'analisi dei dati evidenzia che i valori di tale indice osservati oscillano fra un minimo di 0.17 ed un massimo di 1.00, per un valore medio pari a 0.55; la variabilità delle osservazioni è comunque abbastanza elevata, indicando la presenza di una eterogeneità

nella situazione delle dei diversi siti di campionamento. Le situazioni più compromesse sono state rilevate nel torrente Marroggia (01MARR03 = 0.17) e nel fiume Teverone (01TEVE02 = 0.33), dove la comunità ittica appare composta in larga maggioranza da specie di origine esotica. Al contrario, migliore appare lo stato delle comunità ittiche nel fiume Clitunno, dove l'indice IIQual risulta nettamente superiore a 0.5 per l'intero corso fluviale: nel tratto più prossimo alle sorgenti (01CLIT01) l'integrità è addirittura totale (indice = 1). Il confronto con le osservazioni relative agli aggiornamenti della Carta Ittica evidenzia la presenza di un netto peggioramento rispetto alla media dell'intero bacino dei fiumi Chiascio e Topino, dove il valore dell'indice IIQual risulta pari a 0.76 (Lorenzoni *et al.*, in stampa).

In genere, è stato osservato che per l'intero bacino del Tevere esiste una forte relazione fra qualità dell'acqua e integrità delle comunità ittiche: l'insediamento delle specie esotiche, generalmente contraddistinte da un'ampia valenza ecologica e da una maggiore tolleranza nei confronti dell'inquinamento, è favorito nelle situazioni di elevato degrado ambientale (Lorenzoni *et al.*, 2006).

Per quanto riguarda la situazione quantitativa dei popolamenti ittici, la densità media calcolata per il bacino indagato è pari a 3.26 ind/m², mentre lo standing crop medio osservato è pari a 67.15 g/m². L'abbondanza della fauna ittica risulta molto elevata, infatti, gli aggiornamenti della Carta Ittica (Lorenzoni *et al.*, in stampa) hanno calcolato per il bacino complessivo dei fiumi Chiascio e Topino dei valori medi di densità e standing crop notevolmente più bassi e pari rispettivamente a 1.11 ind/m² e 21.14 g/m². Osservando l'andamento dell'abbondanza dei popolamenti ittici nelle singole stazioni di campionamento è possibile osservare come ad alte densità corrispondano valori della biomassa areale altrettanto elevati e viceversa; fa eccezione il tratto superiore del fiume Teverone (01TEVE01) a causa del prevalere di esemplari aventi dimensioni medie ragguardevoli. I valori in assoluto più elevati di densità sono, infatti, raggiunti nel torrente Tatarena e nell'intero Timia (01TIMI01-02), mentre per quanto riguarda lo standing crop a tali settori fluviali si aggiunge la porzione più a monte del fiume Teverone (01TEVE01). L'analisi della struttura per età delle singole popolazioni rivela, tuttavia, come a queste abbondanze elevate corrispondano popolamenti spesso molto squilibrati, con situazioni in cui sono evidenti le influenze negative della cattiva qualità dell'acqua e dello stato di elevato degrado ambientale.

L'attuale gestione della fauna ittica non sembra impostata su criteri di massima razionalità: il tratto di fiume Clitunno prossimo alle sorgenti rappresenta probabilmente uno dei siti in cui la qualità ambientale è più elevata e qui è presente una popolazione di trota fario che raggiunge abbondanze discrete, anche grazie alla presenza di una bandita di pesca che impedisce il prelievo ittico. L'analisi della struttura per età di tale popolazione ha evidenziato, tuttavia, la presenza di alcuni problemi anche in tale popolazione (Nucci *et al.*, 2007): rispetto al passato, ad esempio, la situazione appare radicalmente mutata con le densità delle classi più giovani (0+ e 1+) che si riducono in modo molto pronunciato, mentre gli individui più anziani vedono aumentare complessivamente le proprie presenze (classi da 2+ a 4+). In tale andamento si possono ravvisare le conseguenze dei ripopolamenti, avvenuti evidentemente con materiale adulto. In tale stazione di campionamento la situazione appare compromessa anche quando si analizza la struttura del vairone e della rovella, due delle più rappresentative specie ittiche autoctone della zona del barbo: il vairone, infatti, era presente nel 2005 con 5 classi di età, il che è in accordo con la longevità tipica della specie; buona la dotazione dei giovani nati dell'anno (0+), a testimonianza della capacità della popolazione a riprodursi nel tratto indagato; attualmente è presente un'unica classe di età, la 3+, a causa della totale scomparsa di tutte le altre. La popolazione di rovella non è più presente nel settore indagato: ciò appare particolarmente negativo, in quanto nel 2005 la popolazione appariva molto ben strutturata. L'analisi condotta sullo stato delle popolazioni di vairone e rovella appare particolarmente significativa poichè tali specie, a differenza di quanto osservato per la trota fario, non sono oggetto di ripopolamenti e in quanto tali presentano una struttura per età che non risente delle operazioni gestionali condotte in funzione della pesca sportiva.

Nell'area indagata, inoltre, sono presenti alcuni campi gara per la pesca sportiva, che indubbiamente producono degli impatti sia diretti (prelievo) che indiretti (ripopolamenti) sulla fauna acquatica. Per il 2008 i campi gara risultano presenti nelle seguenti località:

- nel fiume Clitunno a Casco dell'Acqua (comune di Trevi) - dal ponte di Borgo Trevi a scendere fino alla località Casco dell'Acqua, per 4.5 km circa;
- nel fiume Clitunno a Case Vecchie (Comune di Trevi) - dalla località Casco dell'Acqua a scendere per 2.5 km fino a località Case Vecchie;
- nel fiume Clitunno a Bevagna – da località l'Accolta (lavatoio di Bevagna) a risalire per circa 0.800 km;
- nel fiume Teverone a Bevagna - dal ponte di S. Agostino a risalire per circa 1.5 km fino alla fornace.

Le semine massicce effettuate con trote di allevamento di taglia elevata possono anche costituire un'ulteriore minaccia per la conservazione di alcune specie indigene, quali lo spinarello e la lampreda di ruscello, che appaiono oggi a rischio di estinzione in Umbria e che costituiscono una risorsa alimentare per la trota. Si sottolinea anche un altro rischio riconducibile ai ripopolamenti, che è rappresentato dal fenomeno dell'inquinamento genetico.

L'analisi dell'accrescimento e del peso relativo ha evidenziato come numerose popolazioni ittiche presentino accrescimenti nettamente migliori rispetto alla situazione media dell'intero bacino umbro del fiume Tevere. Ciò in parte può essere attribuito alle condizioni di elevata produttività che caratterizza in generale gli ambienti di risorgiva e che, in particolare, sembra essere valido per buona parte del reticolo idrografico indagato. Tuttavia, l'analisi del peso relativo evidenzia anche come la maggior parte delle popolazioni ittiche monitorate siano spesso caratterizzate da un'incapacità di sfruttare al meglio le risorse alimentari presenti negli ambienti in cui vivono: tale andamento si può attribuire ragionevolmente ad un effetto dovuto alla presenza di un elevato grado di eutrofizzazione ed alle conseguenze dell'inquinamento organico.

I risultati di una prima applicazione di alcuni metodi per la valutazione dello stato ecologico dei corsi d'acqua indagati, effettuata utilizzando i pesci come indicatori biologici, confermano appieno l'esistenza nell'area di condizioni ambientali particolarmente critiche, evidenziando la necessità di un vasto intervento di riqualificazione ambientale. Il metodo Fidess delinea un giudizio abbastanza articolato, valutando 2 stazioni di campionamento del fiume Clitunno (01CLIT01 e 01CLIT03) come caratterizzate da uno stato ecologico buono; il torrente Tatarena (01TATA01) presenta invece una probabilità di circa il 56% di raggiungere uno stato ecologico moderato e del 42% di essere invece in uno stato ecologico buono; il settore intermedio del fiume Clitunno (01CLIT02) e quello più a valle del Timia (01TIMIA02) appaiono caratterizzati da uno stato ecologico moderato. La situazione più grave è quella che emerge per l'intero corso del torrente Marroggia, caratterizzato nella stazione di campionamento più a valle (01MARR03) da uno stato ecologico "povero" e con le due poste più a monte (01MARR01 e 01MARR02) in bilico tra una condizione "povera" (rispettivamente 42.5% e 32.0%) ed una "cattiva" (rispettivamente 57.5% e 67.8%). Abbastanza compromessa è anche lo stato del fiume Teverone che per tutto il suo corso si contraddistingue per appartenere in modo abbastanza netto alla categoria "stato ecologico povero" (01TEVE01 = 67.7%) (01TEVE02 = 89.3%); simile è anche la condizione del tratto più a monte del fiume Timia (01TIMI01), che ha oltre il 90% di probabilità di rientrare nella stessa categoria del Teverone.

L'Indice di Stato Ecologico delle Comunità Ittiche o Iseci (Zerunian, 2004) valuta il livello di "stato ecologico" di un settore fluviale tenendo conto della naturalità e della condizione delle popolazioni indigene: il giudizio scaturisce dalla comparazione fra una comunità ittica attesa e una comunità ittica reale e da una serie di dati relativi alla condizione delle popolazioni che compongono quest'ultima (abbondanza, struttura in classi di età, ecc.). Dall'analisi dei risultati emerge ancora una volta un quadro abbastanza preoccupante, meno articolato e complessivamente peggiore rispetto a quanto evidenziato dal Fidess. In questo caso nessun settore fluviale viene attribuito agli stati ecologici di "buono" ed "elevato", mentre solo il tratto superiore del fiume Clitunno (01CLIT01), il torrente Tatarena (01TATA01) ed il tratto più a valle del Timia (01TIMI02) raggiungono stato ecologico "sufficiente". L'intero corso del fiume Marroggia viene classificato come "pessimo", mentre i rimanenti tratti del fiume Clitunno (01CLIT02 e 01CLIT03), del Timia (01TIMI01) e l'intero corso del Teverone sono giudicati "scadenti".

Il quadro complessivo che emerge dall'indagine è, quindi, sicuramente negativo. La necessità di definire al più presto un vasto programma di riqualificazione ambientale emerge anche dall'importanza naturalistica che tutta l'area riveste e che raggiunge il proprio culmine in alcuni settori fluviali specifici, che proprio per questo motivo sono stati

inclusi nella Rete Natura 2000 (Segatori, 2008). Siti di Interesse Comunitario sono stati istituiti nel fiume Timia (codice IT5210039), nelle Fonti del Clitunno (codice IT5210053) e nella risorgiva dell'Aiso (codice IT 5210043) (Orsomando *et al.*, 2004). Il primo SIC riguarda il corso del fiume Timia in un tratto esteso tra Bevagna e Cannara; il secondo comprende al proprio interno il primo tratto fluviale del fiume Clitunno e le relative sorgenti, che costituiscono un esempio di risorgiva limnocrenica (1 ha circa di superficie, 18 m di profondità massima); anche il lago dell'Aiso rappresenta una sorgente limnocrenica (meno nota rispetto alle Fonti del Clitunno) sviluppata in una depressione di circa 30 m di diametro, che dà luogo ad un piccolo lago di 500 m² di superficie localizzato a nord di Bevagna e dal quale si origina un piccolo corso d'acqua affluente del Timia (Orsomando *et al.*, 2004). Il fiume Clitunno nel tratto più prossimo alle sorgenti possiede un insieme di caratteristiche che ne fanno un ambiente di elevato interesse naturalistico con caratteristiche uniche in Umbria. Dal punto di vista ittico l'importanza di tale ambiente viene anche evidenziata dal fatto di possedere una comunità composta esclusivamente da specie indigene, con presenza di specie endemiche, dalla distribuzione estremamente localizzata in Umbria e parzialmente minacciate di estinzione. La trota fario, specie stenossibionte, reofila e stenoterma d'acqua fredda che raramente vive in corsi d'acqua di pianura, trova in tale ambiente di risorgiva le condizioni idonee alla propria sopravvivenza. Altri importanti biotopi presenti nell'area sono meno conosciuti ed insufficienti sono le informazioni sulle loro caratteristiche ambientali e sulla composizione della fauna ittica che ospitano; ulteriori indagini sarebbero sicuramente auspicabili: fra questi vi sono il lago dell'Aiso e l'invaso di Arezzo di Spoleto. Anche in considerazione dell'importanza che tale lago artificiale riveste per la pesca sportiva sarebbe necessario approntare un progetto di gestione complessivo dell'invaso che tenga conto di un uso plurimo delle sue risorse idriche (aspetti idrologici, faunistici e ricreativi). Lo studio delle comunità ittiche non può prescindere da quello dell'ambiente nel quale esse vivono. La distribuzione e la presenza delle singole specie è, infatti, fortemente influenzata dalle caratteristiche morfo-idrologiche dei corsi d'acqua e dagli aspetti fisico, chimici e biologici delle acque. Una strategia generale di sviluppo basata sulla sostenibilità deve avere come obiettivo principale la preservazione dell'integrità ecologica di un territorio, intesa come il mantenimento di tutti i processi e gli attributi che interessano le comunità biotiche (processi di regolazione, di resilienza e di resistenza). Per quanto riguarda gli ambienti acquatici, le caratteristiche fisico-chimiche delle acque, i parametri idraulici (in particolare, il deflusso minimo vitale) e le caratteristiche degli habitat sono gli aspetti fondamentali che devono essere garantiti in modo che tutti gli elementi propri della comunità biotica possano mantenersi in buone condizioni e persistere nel tempo.

5 Quadro riassuntivo

Il progetto è stato sviluppato operando su diverse matrici/componenti ambientali: i sedimenti, sui quali sono stati effettuati saggi quantitativi, analisi chimiche e test tossicologici; gli scarichi, dei quali è stata effettuata la mappatura e, ove possibile, l'analisi chimica e tossicologica dei liquidi recapitati; gli attingimenti, per i quali è stata redatta una specifica carta tematica; le acque fluviali, sulle quali sono state effettuate analisi chimiche, test tossicologici e analisi microbiologiche. Inoltre, è stata effettuata la valutazione della qualità ecologica attraverso il rilievo delle comunità macrobentoniche, delle comunità a macrofite e delle comunità ittiche. Infine, è stato applicato l'indice di funzionalità fluviale.

La particolare complessità del progetto ha portato all'esecuzione degli studi sulle singole matrici/componenti ambientali da parte di gruppi di lavoro indipendenti, coordinati dalla Direzione del Dipartimento Prov.le di Perugia. I risultati ottenuti nei diversi ambiti di studio concorrono in modo complementare a definire il quadro ambientale complessivo del reticolo fluviale indagato. Tali risultati, non essendo sempre "sovrapponibili" e correlabili, saranno descritti in modo indipendente.

5.1 Reticolo idrografico del fiume Clitunno

1. I test di tossicità acuta effettuati con batteri bioluminescenti sull'acqua interstiziale del sedimento hanno evidenziato che il 60 % dei campioni analizzati sul fiume Clitunno è tossico (fig. 2.1.2.3.1). La tossicità dei campioni, espressa in funzione della distanza dalla sorgente del Clitunno, mostra un andamento fluttuante, privo di qualsiasi tendenza (fig. 2.1.2.3.2).
2. Le analisi chimiche effettuate sui sedimenti mostrano una situazione non omogenea, dove i limiti di concentrazione relativi alla tabella 1 dell'allegato 5 al Titolo V del DLgs. 152/06 (Concentrazioni soglia di contaminazione del suolo e del sottosuolo riferiti alla specifica destinazione d'uso dei siti da bonificare) sono raramente superati. Va precisato che i valori espressi alla tabella 1 devono essere considerati come riferimento poiché riferiti ai suoli e non ai sedimenti fluviali. Questi ultimi sono soggetti alle interazioni con l'ambiente e l'ecosistema acquatico, che possono alterare la distribuzione e le concentrazioni delle differenti specie chimiche. Emergono comunque delle situazioni locali che necessiterebbero di ulteriori approfondimenti:
 - a) elevate concentrazioni di arsenico nell'area relativa al Fosso Tre ponti e al sotto bacino del Marroggiola, ove sono stati superati i limiti di legge;
 - b) elevate concentrazioni di cromo in prossimità dello Sportone di Maderno, presumibilmente riconducibili alla passata attività dell'impianto industriale di cromatura esistente a monte del punto di campionamento;
 - c) elevate concentrazioni di rame rilevate nel Clitunno in località Chiesa Tonda (a valle della confluenza con il Marroggiola) e di rame e zinco riscontrate nel Marroggiola stesso;
 - d) presenza di idrocarburi pesanti, di origine antropica, diffusi in molte aree.

3. L'incremento nella concentrazione di alcuni metalli pesanti (cadmio, piombo, rame e zinco) è verosimilmente riconducibile alle zone ove sono stati rilevati il maggior numero di scarichi.
4. In tutto il reticolo esaminato sono stati rilevati 124 scarichi di varia natura, dei quali 86 nell'asta principale del fiume Clitunno; soltanto 12 erano attivi durante il rilevamento, e sono stati analizzati sia dal punto di vista chimico, sia dal punto di vista tossicologico, mettendone in evidenza l'impatto negativo sull'ecosistema fluviale (elevate tossicità e valori limite di emissioni in acque superficiali ampiamente superati).
5. In tutto il reticolo esaminato sono stati rilevati 62 punti di attingimento di varia natura ed entità, dei quali 49 nell'asta principale del fiume Clitunno.
6. L'inquinamento di origine fecale (*E. coli*) nelle acque superficiali del Clitunno presenta un andamento non omogeneo, che ricalca la distribuzione e la densità degli agglomerati urbani, i cui scarichi recapitano direttamente in alveo. Il maggior carico inquinante è stato rilevato a valle dell'attività di ristorazione situata in località Tre Ponti.
7. L'analisi dei parametri eco-morfologici rilevati attraverso l'applicazione dell'Indice di Funzionalità Fluviale evidenzia come il fiume Clitunno scorra in un ambiente fortemente antropizzato. L'incremento delle superfici destinate ad uso agricolo, infatti, causa la notevole riduzione o scomparsa delle fasce di vegetazione perifluviale e, di conseguenza, un aumento dell'erosione e del trasporto di sedimenti e nutrienti. A ciò si accompagna una struttura del fondo dell'alveo, a livello di macroscala, compromessa nella maggior parte dei tratti indagati, dal momento che il Clitunno, essendo un corso d'acqua artificializzato, ha un corso sostanzialmente uniforme, con percorso raddrizzato. Buona è invece la diversità ambientale a livello di microscala, dove prevale un substrato con copertura rilevante di idrofite e, in alcuni casi, di fasce di canneto continue. Tuttavia, nonostante una buona eterogeneità di microhabitat, la comunità a macroinvertebrati campionata risulta alterata nella struttura per la maggior parte dei casi esaminati.
8. La comunità macrobentonica campionata lungo il fiume Clitunno risulta, in almeno la metà delle stazioni monitorate, poco diversificata, povera qualitativamente e quantitativamente, e caratterizzata dalla presenza di pochi *taxa*, tutti tolleranti agli agenti inquinanti. A ciò si accompagna la presenza di un detrito composto prevalentemente da frammenti vegetali polposi, indicatori di una condizione diffusa di squilibrio e inquinamento. Poche sono le stazioni campionate che si discostano da tale situazione e che mostrano una comunità con una maggiore diversità ambientale, anche se i *taxa* più sensibili sono comunque sempre assenti. L'analisi della composizione delle comunità macrofittiche fornisce, sostanzialmente, lo stesso quadro ambientale delineato dallo studio delle popolazioni bentoniche.
9. L'analisi delle comunità ittiche ha evidenziato la vocazione salmonicola (zona "inferiore della trota") del tratto prossimo alle sorgenti del Clitunno, mentre il resto del fiume si caratterizza per possedere le specie tipiche della zona a "barbo". Dal punto di vista della composizione delle biocenosi ittiche il Clitunno si conferma, comunque, per la propria unicità nel panorama dei fiumi umbri: specifiche azioni di conservazione e tutela vanno intraprese soprattutto per spinarello, cavedano etrusco e lampreda di ruscello, specie la cui presenza in Umbria è da ritenersi particolarmente minacciata.
10. Non è facile formulare un giudizio sullo stato ecologico del fiume Clitunno, utilizzando la fauna ittica come indicatore biologico: a nostro avviso, i metodi attualmente disponibili danno ancora risposte parziali e talvolta contraddittorie. Ad un'analisi complessiva, comunque, la qualità dei popolamenti ittici appare soddisfacente nel tratto di fiume più prossimo alle sorgenti, peggiora nettamente nella parte intermedia, per recuperare solo in parte nel settore terminale.



Fig. 5.1.1 – Esempi di strutture realizzate a ridosso del fiume *Clitunno*.

Il quadro ambientale complessivo del fiume Clitunno e dei suoi affluenti, deducibile dalle conclusioni sopra esposte, mostra una situazione piuttosto eterogenea e complessa. Considerando il valore naturalistico ed ambientale che storicamente il Clitunno ha sempre rivestito, emerge una condizione di degrado generalizzata che necessita di interventi mirati.

Lo sviluppo urbano ed agricolo che ha interessato il settore centrale della Valle Umbra ha inciso pesantemente sulla qualità del corso d'acqua, divenuto indiscriminatamente il ricettacolo delle attività presenti nella zona (scarichi civili, agricoli ed industriali). Sono emerse realtà locali, ravvisate nel corso della campagna di monitoraggio, che mostrano una generale noncuranza nei confronti del fiume e dell'ecosistema che lo caratterizza: sono state rilevate appropriazioni improprie di alcuni tratti di sponda, per la realizzazione di recinzioni, strutture per l'allevamento del bestiame e apparati artigianali di attingimento. Inoltre, è stata rilevata la presenza diffusa di rifiuti solidi, frutto di un retaggio culturale che identifica il fiume come sistema gratuito di smaltimento ed evacuazione degli stessi.



Fig. 5.1.2 – Presenza di rifiuti solidi nel fiume *Clitunno* che ne testimoniano lo stato di degrado.

Anche dal punto di vista agricolo, la presenza di campi lavorati che si spingono immediatamente a ridosso delle rive, altera profondamente la struttura e composizione delle fitocenosi legate all'ambiente acquatico.

Occorre sottolineare la necessità immediata di rimuovere o ridimensionare pesantemente questi fattori di degrado, che porteranno, in assenza di interventi mirati, ad un costante peggioramento dello stato ambientale.



Fig. 5.1.3 – Campi coltivati che si spingono fino all'argine, senza fascia di vegetazione perfluviale.

5.1.1 Suggerimenti per il miglioramento della qualità ambientale

Il miglioramento della situazione ambientale non può prescindere dall'eliminazione degli scarichi presenti nel reticolo fluviale. Occorre sottolineare che, attualmente, sono stati avviati alcuni interventi mirati al convogliamento dei reflui verso impianti di depurazione esistenti. In particolare, abbiamo la seguente situazione:

1. i reflui provenienti dalla zona industriale di Campello sul Clitunno non sono più rilasciati nel Fossa Nuova, ma sono attualmente recapitati al vicino impianto di depurazione;
2. le acque di scarico dello stabilimento Umbria Olii non sono più rilasciate nel Fossa Nuova, ma attraverso una condotta dedicata sono attualmente convogliate direttamente nel Marroggia;
3. l'abitato di Casco dell'Acqua sarà dotato di una rete fognaria che consentirà, tramite un impianto di fitodepurazione locale, di trattare le acque di scarico prima del rilascio nel Clitunno.

Inoltre, vanno considerati altri interventi recenti di carattere diverso che concorrono comunque al miglioramento delle condizioni del fiume: ad esempio, l'allevamento ittico di Pissignano ha attivato il processo di raccolta e disidratazione dei fanghi accumulati nella vasca di sedimentazione per il riutilizzo a fini agronomici, secondo il D.G.R. 1492 del 06.09.06.



Fig. 5.1.1.1 – Nuovo scarico dello stabilimento Umbria Olii, recapitante nel *Marroggia*.

Gli interventi realizzati e/o in corso di realizzazione non possono essere ritenuti sufficienti per migliorare le condizioni del fiume. Sarebbe necessario agire con maggior determinazione in due direzioni complementari: eliminare (o ridurre sensibilmente) i fattori di degrado ambientale e intraprendere azioni di risanamento. Per quanto riguarda l'eliminazione dei fattori di degrado ambientale, si suggerisce quanto segue:

1. procedere all'eliminazione degli scarichi di origine civile ed industriale che recapitano reflui non trattati direttamente nel reticolo idrografico. Questa misura richiede uno studio specifico volto ad identificare le abitazioni e le aziende le cui acque di scarico confluiscono nei corsi d'acqua, cui dovrà seguire un piano attuativo per il collettamento dei reflui agli impianti di depurazione esistenti e/o da realizzare;
2. valutare con particolare attenzione il carico inquinante di origine agricola; tale indagine non è stata effettuata nell'ambito del progetto, poiché le condotte di drenaggio dei campi coltivati recapitanti nei fiumi non erano attive a causa della scarsità di precipitazioni. Sarà indispensabile una campagna mirata alla raccolta di campioni e all'analisi chimica degli stessi, per verificare la presenza di inquinanti riconducibili all'uso di prodotti per l'agricoltura (pesticidi, erbicidi, fertilizzanti ecc.). Qualora si dovessero ravvisare concentrazioni elevate di sostanze inquinanti sarebbe opportuno, vista l'impossibilità di convogliare altrove le acque di dilavamento dei campi, procedere ad operazioni di controllo sul territorio per verificare il corretto utilizzo di prodotti per l'agricoltura ed eventualmente limitarne l'utilizzo;
3. rimozione immediata dei materiali di origine vegetale prodotti durante le operazioni di pulizia degli argini e di sfalcio periodico delle Fonti del Clitunno. Tali materiali, lasciati in balia della corrente, tendono ad arrestarsi lungo le sponde, a decomporsi e ad aumentare il contenuto di materia organica nei sedimenti;
4. effettuare un'azione di controllo sugli attingimenti diretti dal reticolo fluviale, anche se essi non costituiscono direttamente un fattore di degrado, per valutarne l'entità complessiva e l'eventuale impatto sull'ecosistema acquatico;
5. rivedere la gestione del regime fluviale dettata dalle esigenze delle attività locali; il Clitunno è caratterizzato da una portata pressoché costante, ed ogni intervento che modifichi le caratteristiche idrauliche del fiume, quali invasi e svassi periodici, deviazioni parziali della portata naturale ecc. può influire negativamente sull'ecosistema acquatico.

L'eliminazione dei fattori di degrado non è sufficiente, da sola, al ripristino di uno stato ambientale qualitativamente accettabile per il fiume Clitunno. Vi sono situazioni che non possono essere migliorate senza interventi diretti da parte delle amministrazioni interessate, come la presenza di rifiuti solidi in alveo o di costruzioni immediatamente a ridosso degli argini. Pertanto, si suggeriscono le seguenti azioni di risanamento:

1. rimozione dei rifiuti solidi presenti in tutto il reticolo fluviale, in particolar modo nell'asta principale del fiume Clitunno;
2. bonifica del tratto iniziale del Fossa Nuova, interessato tutt'ora da residui di olio bruciato, che potrebbero essere trasportati nel fiume Clitunno;
3. ripristino delle fasce tampone attraverso tecniche di ingegneria naturalistica (formazioni arbustive o arboree ripariali) che possano contribuire all'abbattimento dei nutrienti di origine agricola, alla stabilizzazione delle sponde fluviali ed a favorire la reintroduzione di microhabitat per le biocenosi acquatiche;
4. identificazione e rimozione delle strutture e delle recinzioni di carattere abusivo immediatamente a ridosso del fiume, che possono costituire una fonte di inquinamento diretta (stalle, pollai ecc.) o comunque un ostacolo al transito lungo le sponde.



Fig. 5.1.1.2 – Stato dell'affluente *Fossa Nuova* nel tratto iniziale, localizzato nella zona industriale di *Campello sul Clitunno*.

Occorre dedicare un'attenzione particolare al problema dei sedimenti fini. Dal punto di vista tossicologico, è stata riscontrata una criticità piuttosto diffusa, con oltre il 60% di campioni esaminati che presentano livelli di tossicità dell'acqua interstiziale da modesti ad elevati: pertanto, il sedimento fine può potenzialmente cedere sostanze nocive all'ecosistema fluviale. Vi sono anche altri fattori che, oltre al dato prettamente analitico, suggeriscono azioni mirate di bonifica dei sedimenti fini, quali l'impatto visivo e le caratteristiche olfattive; le azioni di risanamento fino ad ora proposte porteranno ad un miglioramento complessivo della qualità ambientale del Clitunno, ma non saranno sufficienti a restituire ad esso l'aspetto incontaminato che merita. Vi sono delle zone di accumulo di sedimenti fini di colore molto scuro (per la presenza di materia organica), spesso maleodoranti, con un aspetto decisamente sgradevole che il fiume, per le sue caratteristiche idrauliche, non riuscirà a rimuovere in modo naturale.



Fig. 5.1.1.3 – Depositi di sedimenti fini ubicati nell'abitato di Casco dell'Acqua.

La rimozione dei sedimenti, in ogni sua forma, rappresenta un problema molto delicato che deve essere affrontato con estrema cautela, per evitare danni "collaterali" al fiume, quali modifica del regime idraulico, cambiamenti nella permeabilità dell'alveo ed alterazioni dell'ecosistema esistente. Pertanto, pur riconoscendo la necessità di intervenire nelle situazioni più critiche, si raccomanda di procedere con accortezza, limitando gli interventi alle porzioni superficiali, senza intaccare in modo eccessivo la struttura dell'alveo e, in ogni caso, solo dopo averne verificato la fattibilità, ed aver valutato le possibilità di riutilizzo/smaltimento del materiale rimosso. A tal fine, come suggerito nel paragrafo 2.1.3.2.1, sarà necessario affrontare il tema con gli altri soggetti pubblici coinvolti nelle azioni di risanamento del fiume Clitunno.

5.2 Reticolo idrografico Marroggia-Teverone-Timia

1. Le analisi chimiche effettuate sui sedimenti hanno evidenziato in gran parte dei campioni analizzati contenuti in idrocarburi e zinco superiori ai limiti stabiliti dalla normativa vigente. In particolare:
 - a) è stato riscontrato un inquinamento diffuso da idrocarburi nel fosso Fiumicella, nel F.sso Alveolo e nel fiume Timia;
 - b) sono presenti contaminazioni puntuali da zinco, come nel fosso Forma a monte del depuratore di Spoleto, nell'Alveolo a monte del depuratore di S.Maria Pietra Rossa e a monte della confluenza con il fosso Forma e, infine, nel Timia, sia a valle della confluenza Teverone-Alveolo, sia a Bevagna, in prossimità della confluenza con il fiume Clitunno.
2. Dalle analisi ecotossicologiche effettuate sulle acque interstiziali dei sedimenti è emerso che circa il 30% dei campioni è tossico. Tali campioni sono localizzati rispettivamente nel fosso Alveolo e nel fiume Timia.
3. Le analisi chimiche effettuate sui reflui dei dieci scarichi campionati evidenziano il superamento dei limiti di emissione in acque superficiali per COD, fenoli e fosforo totale nei depuratori di S.M. Pietra Rossa e di Campello sul Clitunno; inoltre, i limiti sono stati superati per fenoli e fosforo totale negli scarichi industriali di Umbria Olii e Cartiere di Trevi.
4. Le analisi ecotossicologiche effettuate sui campioni degli scarichi hanno rilevato tossicità nei depuratori di S.M Pietra Rossa, Spoleto e Campello e nello scarico industriale di Umbria Olii.
5. Dalle misure dei parametri chimico-fisici effettuate sulle acque superficiali del Marroggia, emerge con chiarezza che gli apporti relativi al depuratore di Spoleto (SMG2-3) ed alle Cartiere di Trevi (SMG6) condizionano pesantemente l'ecosistema fluviale, inducendo un aumento della conducibilità e una diminuzione del potenziale redox.
6. Le acque dell'Alveolo presentano concentrazioni anomale di ammoniaca, azoto totale, fosforo totale e tensioattivi. Le acque superficiali dell'asta principale Teverone-Timia subiscono un peggioramento delle caratteristiche chimico-fisiche a valle dell'immissione dell'Alveolo e lungo tutto il tratto finale, con una diminuzione di ossigeno disciolto, pH e potenziale redox.
7. Dalle analisi microbiologiche effettuate sui campioni di acqua superficiale relativi in corsi d'acqua Marroggia, Teverone, Alveolo, Fosso Forma e Fiumicella dei Prati, è stata riscontrata una presenza di *Escherichia coli* in concentrazioni che superano addirittura, in numerosi casi, i limiti previsti dalla normativa vigente per gli scarichi in acque superficiali.
8. L'applicazione dell'Indice di Funzionalità Fluviale evidenzia come il sistema Marroggia-Teverone-Timia sia fortemente compromesso dal punto di vista ecologico e morfologico, scorrendo in un ambiente fortemente antropizzato, in cui si constata una marcata banalizzazione del paesaggio perifluviale. Inoltre, la canalizzazione dei corsi d'acqua, nonché la realizzazione di opere di regimazione idraulica hanno determinato una marcata alterazione della dinamica fluviale, instabilità del fondo dell'alveo e perdita di un mosaico eterogeneo di microhabitat, fondamentale per la strutturazione di comunità biotiche diversificate e stabili.
8. Dallo studio biologico, eseguito mediante utilizzo dell'Indice IBE, deriva un quadro della fauna macrobentonica poco confortante, in cui emerge una chiara povertà quantitativa e qualitativa della comunità,

che risulta caratterizzata da pochi *taxa*, che si dimostrano tolleranti ad elevati tassi di carico organico e di inquinanti.

9. I risultati della ricerca condotta sulla fauna ittica confermano la vocazione ciprinicola dei corsi d'acqua indagati, tutti contraddistinti dalla presenza della comunità tipica della zona del barbo. Barbo tiberino, cavedano, vairone, rovella e ghiozzo di ruscello sono quindi le specie che caratterizzano la rete idrografica indagata, per le quali devono essere impostati specifici programmi di gestione.
10. La valutazione dello stato ecologico dei corsi d'acqua indagati, effettuata utilizzando i pesci come indicatori biologici, conferma l'esistenza di condizioni ambientali particolarmente critiche, evidenziando la necessità di un vasto intervento di riqualificazione ambientale.

5.2.1 Suggerimenti per il miglioramento della qualità ambientale

Nel Piano di Tutela delle Acque della Regione Umbria, il torrente Marroggia ed il torrente Teverone sono stati rispettivamente classificati con stato di qualità ambientale pessimo e scadente. Nonostante l'applicazione delle misure obbligatorie per le aree da sottoporre a specifica tutela, non è stato ritenuto comunque possibile il raggiungimento dell'obiettivo di qualità ambientale "buono" entro il 2015. La causa principale risiede nel forte impatto antropico che insiste in un ecosistema naturale di per sé molto fragile, caratterizzato da una forte variabilità stagionale delle portate e da prolungati periodi di magra.

Il miglioramento della qualità ambientale del reticolo idrografico in esame non può prescindere dal ridimensionamento dell'impatto dovuto agli scarichi che gravano su di esso. Occorre sottolineare che alcuni interventi mirati all'ampliamento e ottimizzazione dei depuratori di Campo Salese (Spoleto), S.M. Pietra Rossa e Casone sono già in corso d'opera. L'ottimizzazione dei depuratori esistenti porterà ad un miglioramento nella qualità delle acque reflue in uscita dagli impianti di trattamento; inoltre, le operazioni di ampliamento dovrebbero ridimensionare l'effetto di alcuni scolmatori di piena i quali, per problemi tecnici nella rete fognaria e per il sottodimensionamento degli impianti stessi, riversano parte dei reflui nel reticolo idrografico anche in assenza di precipitazioni atmosferiche.



Fig. 5.2.1.1 – Impatto ambientale degli scarichi di tipo civile sul torrente Marroggia: scolmatore di piena posto a monte dell'impianto di Campo Salese (attivo anche in assenza di precipitazioni atmosferiche), scarichi del depuratore di Campo Salese e del depuratore di Campello sul Clitunno.

È opportuno prestare particolare attenzione anche agli scarichi di tipo industriale; le analisi effettuate sulle condotte di recapito di Umbria Olii e delle Cartiere di Trevi hanno mostrato il superamento dei limiti di emissione di alcuni parametri chimici. Inoltre, lo scarico delle Cartiere di Trevi è caratterizzato dalla presenza di una densa schiuma lattiginosa che permane nel corso d'acqua anche a distanza notevole dal punto di emissione. Va ricordato che le schiume, indipendentemente dalla composizione chimica che le caratterizza, sono nocive per l'ecosistema in quanto alterano lo scambio di ossigeno con l'ambiente esterno, limitano il passaggio di luce solare ed incrementano la torbidità delle acque.



Fig. 5.2.1.2 – Schiuma emessa dallo scarico delle Cartiere di Trevi.

Anche nel reticolo idrografico Marroggia-Teverone-Timia, come nel Clitunno, sarebbe necessario agire con maggior determinazione in due direzioni complementari: ridurre sensibilmente i fattori di degrado ambientale e intraprendere azioni di risanamento. Per quanto riguarda la riduzione dei fattori di degrado ambientale, in sintesi, si suggerisce quanto segue:

1. portare a termine quanto prima tutti i lavori di ampliamento ed ottimizzazione avviati nei depuratori civili di Campo Salese (Spoleto), Campello sul Clitunno, S. Maria Pietra Rossa, per migliorare la qualità delle acque di rilascio;
2. effettuare tutti gli interventi tecnici sulla rete fognaria (complementari al punto 1) per evitare che gli scolmatori di piena possano essere attivi anche in assenza di precipitazioni atmosferiche, riducendo l'emissione di acque reflue non trattate direttamente in alveo;
3. collegare alla rete fognaria gli scarichi di origine civile che finiscono in alveo senza subire alcun trattamento di depurazione (vedere scarico STIM1);
4. indagare e rimuovere le cause del forte inquinamento delle acque del f.sso Forma (affluente di destra dell'Alveolo) riscontrato anche a monte dell'immissione dello scarico del depuratore di Casone.

Il miglioramento della qualità delle acque inciderebbe positivamente anche sulle comunità animali e vegetali dei corpi idrici, nonostante la situazione ambientale, da un punto di vista ecologico, risulti fortemente compromessa per l'alterazione di numerosi parametri biologici ed ecomorfologici.

L'eliminazione dei fattori di degrado dovrà essere seguita da azioni di risanamento mirate alla rimozione di rifiuti solidi presenti nel reticolo idrografico e alla bonifica di alcuni tratti fluviali. In dettaglio, sarebbe opportuno:

1. rimuovere i rifiuti solidi presenti nel reticolo fluviale;
2. bonificare il fosso Forma e parte del torrente Alveolo, interessati da quantità cospicue di sedimenti fini maleodoranti, la cui presenza, viste le caratteristiche chimiche, è nociva all'ecosistema;
3. Ridurre lo sfalcio della fascia a canneto, al fine di salvaguardarne l'azione di ritenzione degli apporti trofici (fonte di nutrimento per la fauna macrobentonica) e di diversificazione microhabitativa.



Fig. 5.2.1.3 – Rifiuti solidi rilevati nel reticolo idrografico, all'altezza d Croce Marroggia e San Giacomo di Spoleto.



Fig. 5.2.1.4 – Sedimenti fini presenti nell'alveo del fosso Forma, affluente dell'Alveolo.

Un altro problema di fondamentale importanza è costituito dalla mancanza di acqua che caratterizza il Marroggia nel suo tratto iniziale, considerando che il torrente è alimentato esclusivamente dagli scarichi per gran parte dell'anno. Sarebbe auspicabile un rilascio maggiore dalla diga di Arezzo, per poter garantire un deflusso minimo vitale compatibile con le caratteristiche del sistema. Tuttavia, tale ipotesi deve essere avvalorata effettuando un bilancio idrico del sistema, per verificare la disponibilità delle risorse idriche necessarie all'entità del rilascio; inoltre, dovrebbero essere saggiate anche le caratteristiche di permeabilità del tratto iniziale del Marroggia, per stabilire se un rilascio d'acqua di maggiore entità possa realmente incrementarne la portata: vi è infatti la concreta possibilità che l'acqua possa fluire in subalveo e/o alimentare la falda freatica, senza scorrere in superficie. Infine, visto l'inquinamento di origine fecale (*E. coli*) rilevato in numerosi campioni di acqua superficiale sarebbe opportuno effettuare controlli periodici e dettagliati su tutti gli attingimenti ad uso agricolo presenti lungo i corsi d'acqua del reticolo idrografico indagato.

BIBLIOGRAFIA

Abella A., Auteri R., Serena F., Silvestri R., Voliani A. (1994). Studio sulla variabilità di accrescimento a diverse altitudini della trota fario nel torrente Lima. *Atti del 5° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*, 307-312.

Anderson R.O. e Neumann R.M. (1996). "Length, weight and associated structural indices". In Murphy B.R. e Willis D.W. (editors): *Fisheries Techniques*. American Fisheries Society, Bethesda.

Angeli V., Bicchi A., Carosi A., Pedicillo G., Lorenzoni M. (2007): Proposed standard weight (Ws) equations for brown trout (*Salmo trutta* Linnaeus, 1758) in the river Tiber basin (Italy). *ECI XII – XII European Congress of Ichthyology, Cavtat, 9-13 September, 2007*, p.103.

Azur Enviromental 1995. Microtox Acute Basic Test Procedures .

Bagenal T.B. (1978). "Methods for assessment of fish production in fresh waters". Blackwell Scientific Publications Ltd, Londra.

Baldaccini G. N., Sansoni G. (2002). "Prime riflessioni sull'applicazione dell'Indice di Funzionalità Fluviale". *Biologia Ambientale*, 16 (1): 29-33, anno 2002.

Bianco P.G. (1990). Proposta di impiego di indici e di coefficienti per la valutazione dello stato di degrado dell'itiofauna autoctona delle acque dolci. *Rivista di Idrobiologia*, 29 (1), 130-149.

Bianco P.G. (1995). A revision of the Italian *Barbus* species (*Cypriniformes: Cyprinidae*). *Ichthyol. Explor. Freshwater*, 6 (4), 305-324.

Bianco P.G. (1995). Mediterranean endemic freshwater fishes of Italy. *Biological conservation*, 72, 159-170.

Bulgarini F., Calvario E., Fraticelli F., Petretti F. and Sarrocco S. (1998). *Libro Rosso degli animali d'Italia -Vertebrati*. WWF Italia, Roma

Burgess R. M. and Scott K.J. "The Significance of In-Place Contaminated Marine Sediments on the Water Column: Process and Effects". In Burton G.A. (Ed.) *Sediment Toxicity Assessment*. Lewis Publ.: 129-165.

Burton GA. "Sediment collection and processing: factors affecting realism". In Burton G.A. (Ed.) *Sediment Toxicity Assessment* Ann Arbor, Mi:Lewis; 1992 pp.37-54.

Butcher R. W. (1933). "Studies on the ecology of rivers. 1. On the distribution of macrophyte vegetation in the rivers of Britain". *Journal of ecology*, 21: 58-91.

Campaioli S. et al. *Manuale per il riconoscimento dei macroinvertebrati delle acque dolci italiane, Vol. I*. Provincia Autonoma di Trento; 1994.

Campaioli S. et al. *Manuale per il riconoscimento dei macroinvertebrati delle acque dolci italiane, Vol. II*. Provincia Autonoma di Trento; 1999.

Centro tematico acque interne e marino costiere. "Metodologie analitiche della componente vegetazionale negli ambienti di acque correnti (Macrofite)" Tk04.04.04a.

Coles T.F., Extence C.A., Bates A.J., Oglanby G.T., Mason C. (1988). Surveing the entire ecosystem. *Polish Archiwium of Hydrobiology*. 35 (3-4), 563-575

D. Lgs 152 del 1999. "Disposizioni sulla tutela delle acque dall'inquinamento e recepimento della direttiva 91/271/CEE concernente il trattamento delle acque reflue urbane e della direttiva 91/676/CEE relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonte agricole".

D. Lgs 258 del 2000. "Disposizioni correttive ed integrative del decreto legislativo 11 maggio 1999, n. 152, in materia di tutela delle acque dall'inquinamento, a norma dell'articolo 1, comma 4, della legge 24 aprile 1998, n. 128".

De Vries D.R. e Frie R.V. (1996). "Determination of age and growth". In Murphy B. R. e Willis D.W. (editors): *Fisheries Techniques*. American Fisheries Society, Bethesda.

Dinelli D., Giovannelli L. (2003). "Valutazione della funzionalità fluviale del Bisenzio (Toscana)". Atti del seminario di studi "Nuovi orizzonti dell'ecologia": 55-69.

Direttiva 2000/60/Ce del Parlamento Europeo e del Consiglio del 23 ottobre 2000 che istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque.

Ditsworth GR, Schultz DW, Jone JKP (1990). "Preparation of benthic substrates sediment toxicity testing with *Ceriodaphnia dubia*". *Environ Toxicol Chem*; 9:1523

Fayram A.H. (2007). Spatial and temporal variation in brook trout and brown trout proportional stock densities in Wisconsin streams. *Fisheries Management and Ecology*, 14: 239-244.

Fondazione Lombardia per l'Ambiente (2002). "Applicazione dell'Indice di Funzionalità Fluviale (IFF) al sistema idrografico del Fiume Ticino".

Fuganti A., Siligardi M., Monauni C., Pozzi S. (2003). "Il fiume Sarca (Trentino): studio della funzionalità fluviale". Atti del seminario di studi "Nuovi orizzonti dell'ecologia": 55-69.

Gala W.R. Giesy GP. (1992). "Photo-induced toxicity of Anthracene to the green alga *Selenastrum capricornutum*". *Arch. Environ. Contam Toxicol* 1992 ; 23:316

Gablehouse D.W. (1984). A length-categorization system to assess fish stocks. *North American Journal of Fisheries Management*, 4 (3), 273-285

Ghetti P.F. (1986). *Manuale di applicazione. I macroinvertebrati nell'analisi della qualità dei corsi d'acqua. Indice biotico: E.B.I., modif. Ghetti*. Provincia di Trento

Ghetti PF. *Indice Biotico Esteso (IBE). I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti. Manuale di applicazione*. Provincia Autonoma di Trento, Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente; 1997.

Gomarasca S., Ferrario M, Galbiati D., Ficotola F e Cotta Ramusino M.. "Macrofite acquatiche quali possibili indicatori di qualità ecologica del sistema irriguo minore". Convegno internazionale "Il sistema rurale. Una sfida per la progettazione tra salvaguardia, sostenibilità e governo delle trasformazioni. 13-14 ottobre 2004. Milano".

Haslam S.M. (1978). "River plant". Cambridge. Cambridge University Press, 369 pp.

Holmes N.T.H. (1980). "Preliminary results from rivers macrophyte survey and implications for conservation". London. Nature Conservancy Council, 68 pp.

Hynes H.B.N. (1960). "The biology of polluted water". Liverpool University Press, 202 pp.

Hynes H.B.N. (1970). "The biology of running waters". Liverpool University Press, 232 pp.

IRSA-CNR: Metodi Analitici. Saggi di tossicità: Batteri bioluminescenti L.Guzzella IRSA-CNR Brugherio (Milano) Biologia Ambientale n°6\1996

IUCN International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (2001). *IUCN Red List Categories and Criteria*. Version 3.1. Cambridge

Karr J.R.(1981). Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6 (6), 21-27.

Karr J.R. e Dudley D.R. (1981). Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management*, 5, 55-68.

Kottelat M. e Freyhof J. (2007). *Handbook of European Freshwater Fishes*. Kottelat, Cornol.

Krebs C.J. (1998). "*Ecological Methodology*". Benjamin & Cummings.

Lodge D.M., Taylor C.A., Holdich D.M., Skurdal J. (2000). Non indigenous crayfish threaten North American freshwater biodiversity: lessons from Europe. *Fisheries*, 25 (8), 7-20

Lorenzoni M. (2003). Fauna Ittica. In: Ministero dell'Ambiente. *Relazione sullo stato dell'ambiente della Comunità Montana dei Monti Martani e del Serano*. Comunità Montana dei Monti Martani e del Serano.

Lorenzoni M., Ghetti L., Mearelli M. (2006). Native and exotic fish species in the Tiber River watershed (Umbria - Italy) and their relationship to the longitudinal gradient. *Bulletin Francais de la Peche et de La Pisciculture*, 382, 19-44.

Lorenzoni M., Pedicillo, Carosi A., Viali P., Ghetti L., Natali M., Dolciami R., Mezzetti A. (in stampa). *Carta Ittica Regionale. Bacino del Fiume Tevere*. Regione dell'Umbria, Perugia

Mack R.N., Simberloff C.D., Lonsdale W.M., Evans H., Clout M., Bazzaz F. (2000). Biotic invasions: Causes, Epidemiology, Global Consequences and Control. *Issues in Ecology*, 5, 1-24.

Manzo S., Leonardo Torricelli e Francesco Aliberti. "*La valutazione della tossicità dei sedimenti fluviali: confronto tra diversi organismi test*". ENEA Centro ricerche Portici.

Marchetti R. (1993). "*Ecologia applicata*". Città Studi, Milano.

Marconato A. (1990). "Calcolo della produzione ittica in popolazioni naturali". *Riv. Idrobiol.*, 29: 329-342.

Marconato A. (1991). "*Metodi per lo studio della struttura delle popolazioni ittiche nelle acque interne: la densità di popolazione*". Atti 2° Seminario Italiano Censimenti Faunistici dei Vertebrati, 26: 7-18.

Marconato A. (1991). Metodi per lo studio della struttura delle popolazioni ittiche nelle acque interne: la densità di popolazione. Atti 2° Seminario Italiano Censimenti Faunistici dei Vertebrati, 26, 7-18.

Mearelli M., Giovinazzo G., Lorenzoni M., Petesse M.L., Carosi A. (1995). "*Zonazione ittica dei corsi d'acqua del bacino del Fiume Tevere*". SITE Atti, 16: 669-671.

Mearelli M., La Porta G., Leoni P., Lorenzoni M., Carosi A., Cingolani L., Ghetti L., Mossone M., Uzzoli C. (2001). "*Carta Ittica Regionale. Bacino del Fiume Chiascio e Fiume Topino*". Regione Umbria, Perugia.

Mearelli M., Lorenzoni M., Carosi A., Corboli M., Doerr A.J.M., Giovinazzo G., La Porta G., Michele M., Pedicillo G., Natali M., Bonavia M., Dolciami R., Mezzetti A., Biscaro Parrini A. (2002). "*Progetto pilota per la modernizzazione e razionalizzazione della pesca nel Lago Trasimeno. Ricerca per la messa a punto di un protocollo per l'uso della pesca elettrica*". Provincia di Perugia, Perugia.

Mearelli M., Carosi A., Dorr A.J.M., Giovinazzo G., Natali M., La Porta G., Lorenzoni M. (2004). Primi risultati alla messa a punto di un protocollo operativo per l'uso della pesca elettrica nel lago Trasimeno. *Biologia Ambientale*, 18 (1), 1-4.

Medeirosa P.M., Bicego M.C., Castelao R.M., Del Rosso C., Fillmann G., Zamboni A.J. (2005) *Natural and anthropogenic hydrocarbon inputs to sediments of Patos, Lagoon Estuary, Brazil* - Environment International 31 (2005) 77– 87.

Miniero R., Dellatte e., Lupi C. e Di Domenico A. (2005). “*Problematiche sperimentali inerenti la conduzione di saggi biotossicologici sui sedimenti*”: Ann.Ist.Super.Sanità 2005; 41 (3):381-387.

Moran P.A.P. (1951). “*A mathematical theory of animal trapping*”. Biometrika, 38: 307-311.

Murphy B.R. e Willis D.W. (1996). “*Fisheries techniques*”. American Fisheries Society, Bethesda.

Ombredane D. e Richard A. (1990). “*Determination de la zone optimale de prélèvement d'écailles chez les smolts de truite de mer (Salmo trutta L.)*”. Bull. Fr. Pêche Piscic., 319: 224-238.

Oris JT, Hall AT, Tylka JD (1990). “*Humic acids reduce the photo-induced toxicity of Anthracene to fish and Daphnia*”. Environ Toxicol Chem 1990; 9:575

Orsomando E., Ragni B., Segatori R. (2004). Siti Natura 2000 in Umbria. Manuale per la conoscenza e l'uso. Regione dell'Umbria, Perugia.

Parvez S., Venkataraman C, Mukherji S., (2006). “*A review on advantages of implementing luminescence inhibition test (Vibrio fischeri) for acute toxicity prediction of chemicals*” Environmental International 32 (2006); 265-268.

Pauly D. e Munro J.L. (1984). Once more on comparison of growth in fish and invertebrates. *ICLARM Fishbyte*, 1(2): 21-22

Pavan M. (1972.). Contributo per un “Libro rosso” della fauna e della flora minacciate in Italia. *Istituto di Entomologia dell'Università di Pavia*, Pavia. 719 pp.

Peduzzi R. e Meng H. (1976). Introduzione alla pesca elettrica, 2 - La reazione del pesce alla corrente elettrica. *Rivista Italiana Piscicoltura e Ittiopatologia*, 11 (2), 55-63.

Pielou E.C. (1978). *Population and community ecology: principles and methods*. Gordon & Breach Scientific Publication.

Pini Prato E., Gianaroli M., Comoglio C. (2006). *Linee guida per il corretto approccio metodologico alla progettazione dei passaggi per pesci*. Provincia di Modena, Modena.

Ricker W.E. (1975). Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. *Bullettin of the Fisheries Research Board of Canada*, 191, 1-382.

Sansoni G. *Atlante per il riconoscimento dei macroinvertebrati dei corsi d'acqua italiani*. Provincia Autonoma di Trento, Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente; 1988.

Sansoni G. (2003). “*La riqualificazione dei reticoli idrografici: approcci emergenti*”. Atti del seminario di studi “Nuovi orizzonti dell'ecologia”: 55-69.

Scardi M. e Tancioni L. (2004). Un metodo basato sulla fauna ittica e su tecniche di intelligenza artificiale per la valutazione dello stato ecologico dei fiumi ai sensi della Direttiva 2000/60 CE. *Biologia Ambientale*, 21(2), 31-42.

Schipani I. (2003). “*Studio di un corso d'acqua cementificato e proposte per la sua rinaturazione: il caso del Sangro in Abruzzo*”. *Biologia Ambientale*, 17 (2): 3-18.

Seber G.A.F. e Le Cren E.D. (1967). Estimating population parameters from catches large relative to the population. *Journal of Animal Ecology*, 36, 631-643

Seddon B. (1972). "Aquatic macrophyte as limnological indicators". *Freshwater Biology*, 2: 107-130.

Sediment Porewater Testing – Standard methods- Toxicity 8000

Segatori R. (2008). *Siti Natura 2000 in Umbria*. Internet resource at: [www.agriforeste.regione.umbria.it/resources/Sistemi%](http://www.agriforeste.regione.umbria.it/resources/Sistemi%20Natura)

Shannon C.E. e Wiever W. (1949). *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press, Urbana.

Siligardi M. et al. *Indice di Funzionalità Fluviale I.F.F. Manuale di applicazione*. Trento: Provincia Autonoma di Trento, Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente ANPA; 2001.

Silvestri F., 1892. *I pesci dell'Umbria*. Perugia, Tipografia Boncompagni.

Simpson E.H. (1949). Measurement of diversity. *Nature*, 163, 688.

Smith K.G. e Darwall W.R.T. (2006). *The Status and Distribution of Freshwater Fish Endemic to the Mediterranean Basin*. IUCN Red List of Threatened Species – Mediterranean Regional Assessment No.1. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK

Standard Methods for the examination of water and wastewater 21st edition Centennial Edition

Stefani F., Galli P., Zaccara S., Crosa G. (2004). Genetic variability and phylogeography of the cyprinid *Telestes muticellus* within the Italian peninsula as revealed by mitochondrial DNA. *J. Zool. Syst. Evol. Research*, 42, 323-331

Turin P. & Wegher M. (1991). "Le macrofite acquatiche come indicatori biologici di qualità delle acque". *Biologia ambientale* n.3-4: 10-16.

von Bertalanffy L. (1938). A quantitative theory of organic growth. *Human biology*, 10, 181-243.

Zerunian S. (2002). Iconografia dei pesci delle acque interne italiane. INFS, Bologna.

Zerunian S. (2004). Proposta di un Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche viventi nelle acque interne italiane. *Biologia Ambientale*, 18 (2), 25-30.

Zippin C. (1956). An evaluation of removal method of estimation animal populations. *Biometrics*, 12, 163-189.

Zippin C. (1958). The removal method of population estimation. *Journal of Wildlife Management*, 22, 82-90.

Wentworth C.K. (1922). A scale of grade and class terms for clastic sediments. *Journal of Geology*, 30, 377-392.

