

Fauna a macroinvertebrati in due torrenti (Rii Valgrande e Pogallo, Piemonte) soggetti a diverse condizioni idromorfologiche e antropiche

Angela BOGGERO*, Marzia CIAMPITIELLO, Andrea MAGGIO, Arianna ORRÙ & Aldo MARCHETTO

C.N.R.-Istituto per lo Studio degli Ecosistemi (ISE), Largo Tonolli 50/52, 28922 Verbania Pallanza, Italia

*E-mail dell'autore per la corrispondenza: a.boggero@ise.cnr.it

RIASSUNTO - *Fauna a macroinvertebrati in due torrenti (Rii Valgrande e Pogallo, Piemonte) soggetti a diverse condizioni idromorfologiche e antropiche* - Vengono considerati i parametri idraulici, chimici e la fauna macrobentonica di due torrenti che scorrono nel territorio del Parco Nazionale della ValGrande (Piemonte, Italia Nord-occidentale) area selvaggia, impervia e pressoché intatta. I torrenti sono stati monitorati stagionalmente in differenti stazioni per un anno, allo scopo di verificare gli eventuali impatti generati dalla presenza di una diga sul R. Valgrande e di un centro abitato sul R. Pogallo. È infatti generalmente noto che le pressioni antropiche alterano le caratteristiche idrologiche, idrochimiche ed ecologiche dei corsi d'acqua. Le analisi chimiche non hanno evidenziato significative alterazioni nelle stazioni campionate, mentre i dati idrologici e biologici hanno mostrato marcate differenze tra i tratti a monte e a valle della diga e del centro abitato, con riduzioni dei valori medi di portata nel tratto a valle dello sbarramento e della diversità a carico della comunità bentonica. Conseguentemente si sono osservate anche alterazioni dell'organizzazione funzionale delle comunità con perdita di organismi filtratori nella stazione sotto la diga a vantaggio di fitofagi e raspari, mentre a valle del centro abitato, dove si concentrano gli scarichi cittadini, si è assistito ad una tendenza inversa con sviluppo di filtratori, raspari e fitofagi a discapito di detritivori e predatori.

SUMMARY - *Macroinvertebrate assemblages of two streams (Valgrande and Pogallo, Piedmont, NW Italy) affected by different hydro-morphological conditions and human impact* - Hydraulic and chemical parameters and the macrobenthic fauna have been studied in two rivers flowing in the ValGrande National Park (Piedmont, NW Italy), wild and quite inaccessible area, characterized by a prevalent environmental integrity. The two main streams were monitored seasonally in different stations for one year, with the aim to verify the impacts generated by the presence of a dam on the S. Valgrande and of a village on the S. Pogallo. In fact, it is generally known that human pressures alter the hydrological, hydro-chemical and ecological characteristics of watercourses. Chemical analyses did not show significant changes among stations, while hydrological and biological data showed evident negative effects of the artificial barrier and of the water discharges of the village on the water courses with a reduction of the mean flow downstream of the dam, and a decline of the biodiversity. Consequently, alterations of the functional organization of the communities were also observed with loss of filter feeders and increase of herbivores and scrapers downstream of the dam. Down of the village, where water discharges were present, a reverse tendency was observed with an increase of filter feeders, scrapers and herbivores taxa on detritivores and predators ones.

Parole chiave: macrozoobentos, idrologia, idrochimica, impatto antropico, torrenti, Piemonte

Key words: macrozoobenthos, hydrology, hydrochemistry, human impact, streams, Piedmont (Italy)

1. INTRODUZIONE

I corsi d'acqua sono caratterizzati da habitat differenti e frammentati in successione lungo la direzione della corrente. Questo determina una risposta graduale e diversificata delle specie acquatiche per adattarsi ai cambiamenti idraulici e morfologici che caratterizzano un corso d'acqua dalla sorgente alla foce (Hildrew & Giller 1994). Quando, al contrario, si incontrano strutture di comunità discrete, esse rappresentano una risposta a cambiamenti repentini dei parametri fisico-chimico-idromorfologici di un sistema d'acque correnti (Sousa 1984; Resh *et al.* 1988; Singh & Broeren 1989). Infatti, la presenza di infrastrutture e attività antropiche determina diversi gradi di alterazione, ciascuno dei quali ha a sua volta una ricaduta, strutturale ed ecologica, sui popolamenti chiave dell'ecosistema in funzio-

ne dell'importanza di ciascuna alterazione. È largamente dimostrato, infatti, che le caratteristiche morfologiche ed idrologiche di un corso d'acqua sono uno dei principali vincoli che agiscono sulla struttura delle comunità biologiche (Brown & Brown 1984; Statzner & Higl 1986; Poff & Ward 1989; Boulton & Lake 1990; Richards *et al.* 1993). È importante quindi discriminare fra differenti fonti di variabilità del sistema, in termini di caratteristiche dell'habitat e idromorfologiche, per ottimizzare la descrizione e la caratterizzazione dell'ambiente di studio. La disponibilità di informazioni che siano il più complete possibile sui corsi d'acqua, permette quindi una classificazione ecologica delle acque più mirata (Raven *et al.* 1998). Di fatto si è trattato di mettere a punto una ricerca multidisciplinare che integrasse gli aspetti chimici, idromorfologici ed ecologici, fornendo indicazioni sui processi che regolano la struttura

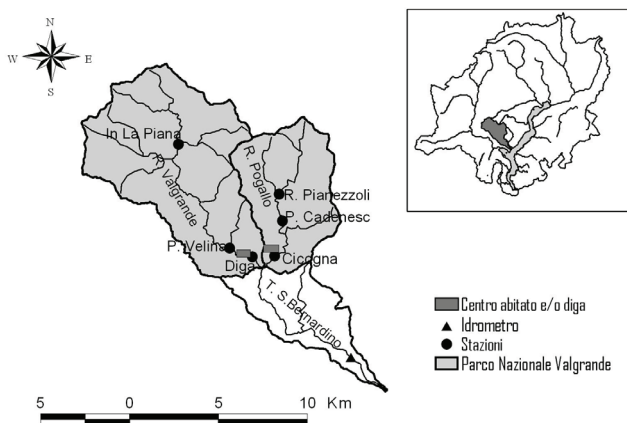


Fig. 1 - Area di studio e collocazione delle stazioni di campionamento all'interno del Parco Nazionale della ValGrande.

Fig. 1 - Study area and location of the sampling stations in the ValGrande National Park.

e la funzione degli ecosistemi e le interazioni tra la componente biotica ed abiotica. In questo modo è stato possibile prevedere sulla base di una certa struttura di comunità biologica campionata, quali attività antropiche erano presenti a monte dei punti di campionamento.

In particolare gli scarichi domestici e gli invasi artificiali rappresentano interruzioni del *continuum* longitudinale che caratterizza gli ambienti lotici (Vannote *et al.* 1980), soprattutto di quelli montani, fragili e al tempo stesso importanti, in quanto fungono da riserve idriche per le regioni sottostanti e mantengono, in genere, un'elevata biodiversità. Le modificazioni principali a cui sono soggetti si diversificano in alterazioni della temperatura, del regime idrologico (soprattutto della portata), del chimismo delle acque, con un maggior apporto di sostanze organiche solute o sospese che a loro volta causano alterazioni della struttura delle comunità macrobentoniche (Lenat 1988; Rosenberg & Resh 1993; Poff *et al.* 1997; Vinson 2001).

Obiettivo di questa ricerca, frutto di una convenzione con il Parco Nazionale della ValGrande (PNVG), sito in territorio piemontese, è stato quindi quello di monitorare la composizione chimica, la fauna macrobentonica e alcuni parametri idro-morfologici di due corsi d'acqua (Rio Valgrande e Rio Pogallo) situati all'interno del Parco. Lo scopo è stato quello di verificare eventuali impatti dovuti ad infrastrutture presenti in alveo (diga sul R. Valgrande) o alla presenza di centri abitati (Cicogna sul R. Pogallo), anche se di piccole dimensioni, sulla chimica fluviale e sulla comunità a macroinvertebrati.

2. AREA DI STUDIO

Il Parco Nazionale della ValGrande (Fig. 1) si estende nella parte settentrionale del Piemonte nel comprensorio del Verbano-Cusio-Ossola. È situato nelle Alpi Centrali (Alpi Lepontine centro-occidentali), in un'area montuosa limitata ad ovest dalla Val d'Ossola, a nord dalla Val Vigezzo, a est dalla Val Cannobina e dalla Valle Intrasca, e a sud dall'area abitata del Verbano. Tale Parco è considerato area selvaggia ed impervia, circondato come è da montagne aspre e rocciose e formato da valli a prevalente origine fluviale caratterizzate da versanti ripidi, che l'hanno reso da

Tab. 1 - Aree espresse in km² e in valore percentuale dei bacini imbriferi dei due corsi d'acqua.

Tab. 1 - Watershed areas expressed as km² and as percentages of the two streams.

Bacino	Area	%
T. San Bernardino	130,84	100
Rio Pogallo	35,14	27
Rio Valgrande	71,43	55
Tratto confluenza sezione-strumento	18,43	14
Tratto sezione strumento-foce	5,84	4

sempre poco percorribile e sfruttabile preservandone l'integrità ambientale.

L'area del Parco è caratterizzata da piovosità ed umidità atmosferica elevate che permettono lo sviluppo di una folta copertura boschiva a latifoglie alle basse altitudini, mentre a quote elevate, sottoposte a condizioni climatiche severe e ripidi pendii, si aprono suoli magri e sottili, che si alternano a forre e pietraie.

Il T. S. Bernardino ha un bacino idrografico con superficie pari a 131 km² (Tab. 1). Tale bacino è il secondo per grandezza, dopo quello del fiume Toce, tra i tributari del Lago Maggiore che sboccano in territorio italiano.

Il torrente origina con il nome di R. Valgrande dalla cima principale presente nel bacino (M. Togano, 2301 m) e si snoda, con un percorso di 29 km, fino alla foce (situata nei pressi di Verbania-Intra) raggiungendo l'altezza minima di 193 m s.l.m. (Tab. 2).

Il R. Valgrande, all'incirca a livello dell'abitato di Cicogna (Fig. 1), riceve come tributario il R. Pogallo, con bacino idrografico di 35 km² e lunghezza di 11 km, formando il Torrente San Bernardino che continua a scorrere in una valle stretta ed impervia fino all'uscita nella piana alluvionale, a circa 12 km dal Lago Maggiore. Dal punto di vista morfologico i due torrenti sono notevolmente diversi. Il R. Valgrande ha un bacino imbrifero doppio, per estensione, rispetto al R. Pogallo; anche per quanto riguarda lo sviluppo longitudinale dell'asta principale il primo risulta lungo il doppio. Per quanto riguarda invece, le estensioni dell'alveo bagnato, queste sono comprese fra 3,6 e 16,3 m nel caso del R. Valgrande e fra 3,2 e 9,1 m per il R. Pogallo (Tab. 2). Le sponde si presentano infatti più ripide e scoscese e meno facilmente percorribili sul R. Pogallo, spesso caratterizzato da strette forre e pareti di roccia nuda.

L'area di studio presentata copre la fascia altitudinale compresa tra 440 e 740 m s.l.m. per il R. Pogallo e la fascia tra 390 e 890 m s.l.m. per il R. Valgrande (Tab. 2). Entrambe queste aree sono coperte da boschi misti molto densi, tanto che in alcune stazioni i corsi d'acqua risultano parzialmente ombreggiati.

3. METODI

Il prelievo dei campioni di fauna bentonica e la misura dei parametri idrologici, sono stati effettuati in tre stazioni lungo il corso del R. Valgrande (in località La

Tab. 2 - Caratteristiche morfometriche dei Rii Valgrande e Pogallo. Alt. min = altitudine stazione più bassa; Alt. max = altitudine stazione più alta; Largh. media alveo bagnato = ampiezza media della stazione.

Tab. 2 - Morphometric characteristics of Streams Valgrande and Pogallo. Alt. min = altitude of the lower station; Alt. max = altitude of the higher station; Largh. media alveo bagnato = mean width of the respective station.

Torrente	Area bacino	Lung. torrente	Alt. min	Alt. max	Largh. media alveo bagnato
	km ²	km	m s.l.m.	m s.l.m.	m
R. Pogallo	35,14	29	440	740	5,8
R. Valgrande	71,43	11	390	890	9,5

Tab. 3 - Valori medi di portata del T. San Bernardino e dei due affluenti nel periodo di campionamento. Valori espressi in m³ s⁻¹.

Tab. 3 - Mean flow of River S. Bernardino and of the two tributaries during the sampling period. Values expressed as m³ s⁻¹.

Data misura	T. San Bernardino	R. Pogallo	R. Valgrande	
			P. Velina	Diga
24/06/2004	3,86	1,74	-	-
01/07/2004	5,74	-	1,92	0,37
28/09/2004	1,11	0,66	0,82	0,29
1/10/2004	0,97	0,9	-	-
18/05/2005	10,18	2,5	-	-
19/05/2005	6,82	-	3,54	-
20/05/2005	5,4	-	1,46	-
Valore medio annuale	7,82	1,45	1,94	0,33

Piana, in prossimità del Ponte di Velina e a valle di uno sbarramento) e in tre stazioni sul R. Pogallo (sul Rio Pianezoli prima della confluenza con il R. Pogallo, poco a monte del Ponte Cadenesc e immediatamente a valle di Cicogna) (Tab. 3).

I campioni per l'analisi chimica delle acque sono stati prelevati in corrispondenza dei punti di raccolta dei campioni per lo studio della fauna bentonica. Ulteriori campioni sono stati prelevati in località Ponte Casletto, sui Rii Valgrande e Pogallo prima della loro confluenza.

3.1. Idrologia

Durante il periodo di studio (maggio 2004 – maggio 2005), sono stati misurati e calcolati alcuni parametri idraulici, nelle sei stazioni lungo i due corsi d'acqua. Non è stato sempre possibile effettuare alcune delle misure in tutte le stazioni, perché a causa della conformazione delle sezioni, una diversa quantità d'acqua e una diversa velocità di corrente hanno impedito l'accesso alla sponda opposta.

I parametri considerati sono stati:

la velocità di corrente e la sezione trasversale, utilizzate per ricavare la portata, calcolata come:

$$(1) Q = v \cdot \sigma \quad [\text{m}^3 \text{s}^{-1}]$$

Q = portata,

σ = area della sezione trasversale del canale dove si effettua la misura (m²),

v = velocità media nella sezione di misura (m s⁻¹).

La scabrezza, valutata attraverso l'analisi del mate-

riale presente in alveo e riconducendola al coefficiente di Manning (de Marchi 1999):

$$(2) n = 1/c \quad [\text{s m}^{-1/3}]$$

c = coefficiente di Strickler, che rappresenta la scabrezza nei canali.

La pendenza, calcolata utilizzando la formula di Gauckler-Manning (de Marchi 1999) come:

$$(3) i = (n \cdot v)^2 / R^{4/3} \quad [\text{adimensionale}]$$

R = raggio idraulico della sezione, dato dal rapporto tra l'area bagnata ed il perimetro bagnato (m)

La pendenza così calcolata ha un certo margine di errore, ma sufficientemente piccolo da potersi utilizzare per corsi d'acqua montani, dove ciascun tratto è caratterizzato da una diversa pendenza, anche variabile nel tempo, in funzione di eventi di piena.

Le misure di portata così effettuate, in diverse sezioni, e saltuarie nel tempo, sono da considerarsi sporadiche e non rappresentative dell'idrologia complessiva dei due sottobacini; risulta così necessario un confronto con valori di portata più continui ed identificativi dell'intero bacino imbrifero. Per questo motivo si sono utilizzati anche i valori di livello letti attraverso un idrometro a ultrasuoni, posto sul T. San Bernardino a circa 4 km dalla foce, dai quali è stato inoltre possibile ricavare le portate totali dell'area di studio, considerando la curva livelli-portate, rappresentata dall'equazione:

$$(4) \quad Q = a \cdot (H + h_0)^b \quad [\text{m}^3 \text{s}^{-1}]$$

Q = portata che si vuole ricavare,
 a, b = coefficienti propri di ciascun corso d'acqua,
 H = livello idrometrico letto dallo strumento,
 h_0 = quota del punto più depresso dell'alveo, rispetto allo zero idrometrico.

In questo modo è stato possibile confrontare i dati misurati e calcolati, per ciascun corso d'acqua, con quelli totali dell'intero sistema, e validarne i valori.

3.2. *Idrochimica*

I campionamenti per le analisi chimiche dei due corsi d'acqua sono stati condotti sia con la medesima frequenza dei campionamenti idrologici e biologici, che con frequenza mensile a Ponte Casletto. I campioni prelevati lungo l'asta fluviale dovevano evidenziare eventuali variazioni spaziali del chimismo delle acque, mentre quelli mensili variazioni temporali.

In entrambi i casi sono stati analizzati pH, conducibilità, alcalinità, principali anioni (solfati, nitrati e cloruri) e cationi (calcio, magnesio, sodio e potassio), fosforo reattivo e totale, ammonio, azoto totale e silice reattiva. Le metodologie adottate per le analisi sono quelle attualmente in uso presso il CNR-ISE (Tartari & Mosello 1997). Infine, tutte le analisi effettuate sono state sottoposte a controlli di qualità basati sul confronto tra le concentrazioni totali di cationi e anioni e sul confronto tra conducibilità misurata e calcolata sulla base delle concentrazioni degli ioni principali.

3.4. *Fauna macrobentonica*

Oltre ai campioni per le analisi chimiche sono stati prelevati campioni semi-quantitativi per lo studio dei macroinvertebrati bentonici. È stato utilizzato un retino immanicato (con rete a maglie di $225 \mu\text{m}^2$) usato per raccogliere campioni di *routine*. I campionamenti sono stati eseguiti stagionalmente all'inizio dell'estate, in autunno e nella primavera dell'anno successivo.

I campioni sono stati fissati in alcool 85%, portati in laboratorio e successivamente smistati, identificati e conteggiati.

Nella maggior parte dei casi (Efemeroteri, Plecotteri, Tricotteri, Ditteri Chironomidi, ecc.), si è cercato di determinare gli individui fino a livello di specie, basandosi su stadi larvali e nel caso dei Chironomidi anche su pupe, altrimenti ci si è fermati al genere (Coleotteri) o alla famiglia (stadi giovanili o in cattivo stato di conservazione).

Infine, per evidenziare l'organizzazione funzionale delle comunità bentoniche ed il ruolo giocato dai macroinvertebrati all'interno di questi ecosistemi si è cercato di classificare gli organismi raccolti in base al sistema di acquisizione del cibo, utilizzando gli schemi proposti da Merritt & Cummins (1996) e Tachet *et al.* (1996).

4. RISULTATI

4.1. *Idrologia*

Le misure di velocità di corrente e di portata (Tab. 4) effettuate sui due corsi d'acqua hanno fatto registrare

valori minimi nel periodo autunnale ($0,66 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ R. Pogallo e $0,29 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ R. Valgrande) e massimi in primavera ($2,50 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ R. Pogallo e $3,54 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ R. Valgrande). Molto probabilmente i valori minimi riscontrati non sono quelli minimi assoluti generalmente riscontrabili alle nostre latitudini, nel periodo invernale, caratterizzate da clima continentale-mediterraneo, con periodi invernali poco piovosi e periodi primaverili ed autunnali con abbondanti precipitazioni.

I valori massimi di portata sono stati raggiunti nel mese di maggio, in particolare dopo un evento piovoso intenso verificatosi tra il 9 ed il 18 maggio 2005, quando a Cicogna si sono registrati in totale 137 mm di pioggia. Il valore di portata media caratteristico del periodo di studio è pari a circa $1,45 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ per il R. Pogallo, mentre per il R. Valgrande si passa da un valore medio di $1,94 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ nel tratto a monte della diga ad un valore di $0,33 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ a valle dello sbarramento, che mostra un netto appiattimento del valore dei deflussi.

Per quanto riguarda le caratteristiche granulometriche del substrato, si è individuata una scabrezza media (coefficiente di Manning) intorno a 0,04 per il R. Pogallo e 0,06 nel tratto sopra la diga del R. Valgrande. Nel tratto di corso d'acqua a valle dell'invaso sono stati ottenuti, invece, valori inferiori.

Confrontando i valori totali di portata del T. San Bernardino in prossimità della foce, letti negli stessi giorni di campionamento dei Rii Valgrande e Pogallo, è stato possibile evidenziare i diversi contributi di questi due principali affluenti nella formazione dei deflussi. Il contributo del Rio Pogallo risulta mediamente intorno al 45% (Tab. 1), ma tale percentuale è molto variabile in funzione delle condizioni meteorologiche e del periodo dell'anno in cui si valutano le portate. Se non ci sono elevate precipitazioni e in autunno, il contributo del Rio Pogallo risulta determinante, con una percentuale che varia tra l'80 ed il 90%. In occasione di elevate precipitazioni e in primavera, il suo contributo diminuisce molto aggirandosi intorno al 25-27 %, in quanto parte delle piogge viene intercettata dalla vegetazione ed aumenta il contributo del tratto più vallivo del T. San Bernardino, più a diretto contatto con le piogge. Il contributo del Rio Valgrande è falsato notevolmente dalla presenza della diga e dal rilascio artificiale che viene applicato alle sue acque (Tab. 1). Potenzialmente potrebbe avere un peso del 50%, in realtà mediamente esso si aggira intorno al 5-10%. Si è registrato un leggero aumento del contributo di questo rio (circa il 20%) in occasione di scarse piogge ed in autunno, quando diminuisce notevolmente il peso della parte più valliva del T. San Bernardino. Non è stato possibile valutare la quantità d'acqua rilasciata dalla diga in occasione di forti precipitazioni e, di conseguenza, non si è potuto calcolare il peso del rio in questa condizione.

4.2. *Idrochimica*

Analizzando i campioni presi lungo i due corsi d'acqua non si è rilevata una significativa differenza spaziale (Fig. 2).

Particolare attenzione è stata dedicata ai campioni prelevati a monte (P. Velina) e a valle della diga sul R. Valgrande. Il confronto è basato su campioni raccolti il 1° luglio ed il 28 settembre 2004. Nel primo caso non si

Tab. 4 - Concentrazioni medie, minime, massime, percentili e deviazione standard (DS) delle principali variabili chimiche nei Rii Valgrande e Pogallo.

Tab. 4 - Mean, minimum, maximum concentrations, percentiles and standard deviation (DS) of the main chemical variables in Streams Valgrande and Pogallo.

Rio Valgrande		media	min	25%	50%	75%	max	DS
Temp.	°C	8,7	1,0	4,3	9,3	13,6	15,2	5,3
pH		7,34	7,06	7,23	7,41	7,43	7,55	0,15
Cond.	$\mu\text{S cm}^{-1} 20\text{ }^{\circ}\text{C}$	54,5	31,5	43,8	57,2	62,9	85,2	15,6
Alc.	$\mu\text{eq l}^{-1}$	317	146	241	358	380	473	100
Cl ⁻	$\mu\text{eq l}^{-1}$	11	6	9	11	13	19	4
SO ₄ ⁼	$\mu\text{eq l}^{-1}$	166	78	104	163	195	339	76
NO ₃ ⁻	$\mu\text{eq l}^{-1}$	63	52	53	59	65	93	13
NH ₄ ⁺	$\mu\text{eq l}^{-1}$	0	0	0	0	0	1	0
Ca ⁺⁺	$\mu\text{eq l}^{-1}$	431	231	327	464	492	714	136
Mg ⁺⁺	$\mu\text{eq l}^{-1}$	80	44	64	85	95	119	23
Na ⁺	$\mu\text{eq l}^{-1}$	44	24	35	48	53	62	12
K ⁺	$\mu\text{eq l}^{-1}$	18	12	15	19	22	23	4
P tot	$\mu\text{g P l}^{-1}$	3	1	2	2	3	11	3
N tot	mg N l^{-1}	0,97	0,76	0,84	0,94	1,04	1,35	0,19
Si	mg Si l^{-1}	2,74	1,88	2,46	2,77	3,17	3,46	0,52
TOC	mg C l^{-1}	0,83	0,40	0,53	0,63	0,96	1,69	0,49

Rio Pogallo		media	min	25%	50%	75%	max	DS
Temp.	°C	9,6	1,5	4,0	9,5	13,5	17,0	5,6
pH		7,10	6,88	7,08	7,10	7,12	7,36	0,14
Cond.	$\mu\text{S cm}^{-1} 20\text{ }^{\circ}\text{C}$	31,6	25,9	30,1	32,0	33,3	36,8	3,2
Alc.	$\mu\text{eq l}^{-1}$	140	95	109	141	163	181	30
Cl ⁻	$\mu\text{eq l}^{-1}$	13	9	11	13	15	18	3
SO ₄ ⁼	$\mu\text{eq l}^{-1}$	89	69	78	87	96	111	13
NO ₃ ⁻	$\mu\text{eq l}^{-1}$	61	50	52	58	65	88	11
NH ₄ ⁺	$\mu\text{eq l}^{-1}$	1	0	0	0	0	5	1
Ca ⁺⁺	$\mu\text{eq l}^{-1}$	177	140	163	178	190	209	20
Mg ⁺⁺	$\mu\text{eq l}^{-1}$	59	50	57	58	61	71	6
Na ⁺	$\mu\text{eq l}^{-1}$	56	37	52	58	62	69	9
K ⁺	$\mu\text{eq l}^{-1}$	16	12	15	16	17	19	2
P tot	$\mu\text{g P l}^{-1}$	3	1	2	2	4	8	2
N tot	mg N l^{-1}	0,98	0,75	0,81	0,97	1,18	1,30	0,19
Si	mg Si l^{-1}	3,16	2,48	3,00	3,12	3,49	3,81	0,40
TOC	mg C l^{-1}	0,92	0,47	0,68	0,93	1,24	1,40	0,33

osserva alcuna differenza nel chimismo delle acque nei due diversi punti di prelievo. Nel campionamento di settembre si è notato, invece, come le concentrazioni dei soluti principali siano minori a valle della diga (es. calcio e alcalinità passando da 590 a 550 $\mu\text{eq l}^{-1}$ e da 450 a 420 $\mu\text{eq l}^{-1}$, rispettivamente). Le concentrazioni dei composti dell'N, della silice reattiva e del TOC rimangono, invece, pressoché invariate.

In tabella 4 sono riportati i valori medi annui, i percentili e le deviazioni standard delle variabili chimiche considerate, calcolati sulla base dei 12 prelievi mensili.

Dal confronto del contenuto ionico medio delle acque dei due rii (Fig. 3) si può osservare come il contenuto di cationi (colonna di sinistra) e anioni (colonna di destra) sia molto simile. La differenza principale tra i due corsi d'acqua riguarda la conducibilità, che nel R. Valgrande è media-

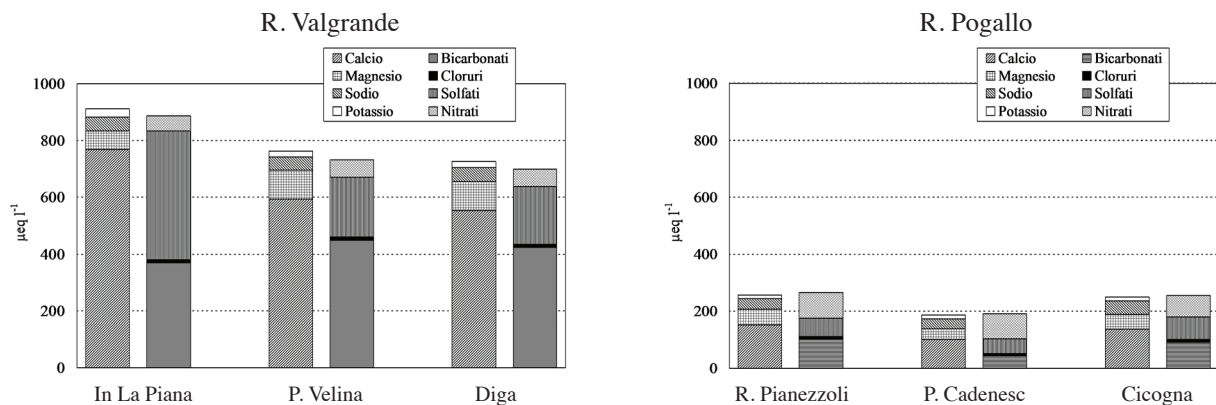


Fig. 2 - Contenuto ionico nelle diverse stazioni dei Rii Valgrande e Pogallo. In ciascuna stazione: Colonna di sinistra = cationi, Colonna di destra = anioni.

Fig. 2 - Ionic content in the different stations of Streams Valgrande and Pogallo. In each station: Left-hand column = cations, right-hand column = anions.

mente di $54 \mu\text{S cm}^{-1}$, contro i $32 \mu\text{S cm}^{-1}$ del R. Pogallo (Tab. 4). Il catione prevalente è per entrambi i torrenti il calcio, pari al 38 % e al 29 % del contenuto ionico totale rispettivamente nei R. Valgrande e Pogallo. Seguono magnesio (7% e 10 %) e sodio (4% e 9%). Lo ione bicarbonato, che costituisce la maggior parte dall'alcalinità, domina tra gli anioni (28 % e 23 %), seguito da solfati (15 %) e nitrati (10% e 11 %), che presentano concentrazioni simili nei due corsi d'acqua (circa $60 \mu\text{eq l}^{-1}$ come valore medio annuo).

Le acque del R. Valgrande presentano più alte concentrazioni di calcio e alcalinità (Fig. 3), mentre il R. Pogallo è caratterizzato da un contenuto leggermente superiore di silicati ($3,16 \text{ mg Si l}^{-1}$ contro $2,74 \text{ mg Si l}^{-1}$ del R. Valgrande).

4.3. Fauna macrobentonica

Gli Insetti costituiscono il gruppo prevalente nei due corsi d'acqua considerati sia come diversità specifica, che come abbondanza (Fig. 4).

Sono, infatti, stati determinati 167 taxa, di cui 132 appartenenti agli Insetti e 35 ad altri gruppi, su un totale di 6486 individui, dei quali 6156 erano Insetti. Ottantanove taxa sono condivisi dai due corsi d'acqua, mentre 46 sono tipici del R. Valgrande e 32 del R. Pogallo.

Fra gli Insetti, Ditteri ed Efemerotteri sono i gruppi meglio rappresentati, seguiti da Plecotteri, Tricotteri e Coleotteri. Gli Eterotteri sono stati trovati solamente a Ponte Velina ed in scarso numero. Altri gruppi rappresentati sono i Turbellari, gli Oligocheti e gli Idracari.

Fra i Ditteri, i Chironomidi costituiscono la famiglia più abbondante e diversificata, rappresentata da 4 sottofamiglie.

Entrambi i corsi d'acqua, nonostante la presenza di artefatti, mostrano una ricchezza tassonomica globale elevata, in particolare il R. Valgrande nel tratto di torrente a monte della diga.

Analizzando, nello specifico, l'elenco di specie rinvenute nelle stazioni a monte e a valle delle aree meno naturali presenti sui due rii (Fig. 5), è però possibile evidenziare un impoverimento in specie della comunità macrobentonica. Infatti, sul R. Valgrande passando dalla stazione di Ponte Velina a quella posta 300 m a valle della diga, vi

è una perdita di circa 30 specie, mentre sul R. Pogallo la stazione a valle del centro abitato di Cicogna presenta circa 15 specie in meno.

Il R. Pogallo presenta invece numero di entità tassonomiche pari a 63 taxa, inferiori quindi a quanto presente nelle altre stazioni situate sul R. Pogallo.

Anche sulla base della classificazione funzionale è stato possibile evidenziare l'influenza che le infrastrutture umane hanno sulla comunità bentonica (Fig. 6). I due corsi d'acqua presentano infatti una distribuzione funzionale simile: in generale i fitofagi prevalgono in entrambi i corsi d'acqua in tutte le stazioni di campionamento con abbondanze relative pari a 29-44 % sul R. Valgrande e al 41-62 % sul R. Pogallo, a cui seguono i raspatori (23-33 % R. Valgrande e 20-38 % R. Pogallo) e i predatori (13-27 % R. Valgrande e 11-14 % R. Pogallo).

In particolare, si nota come nella stazione situata 300 m sotto la diga sul R. Valgrande si perdano quasi completamente gli organismi filtratori, a vantaggio di raspatori e fitofagi.

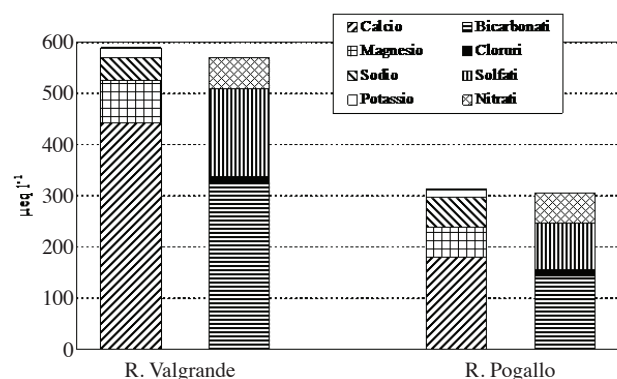


Fig. 3 - Contenuto ionico medio nelle acque dei Rii Valgrande e Pogallo. In ciascuna stazione: Colonna di sinistra = cationi, Colonna di destra = anioni.

Fig. 3 - Mean ionic content in Streams Valgrande and Pogallo. In each station: Left-hand column = cations, right-hand column = anions.

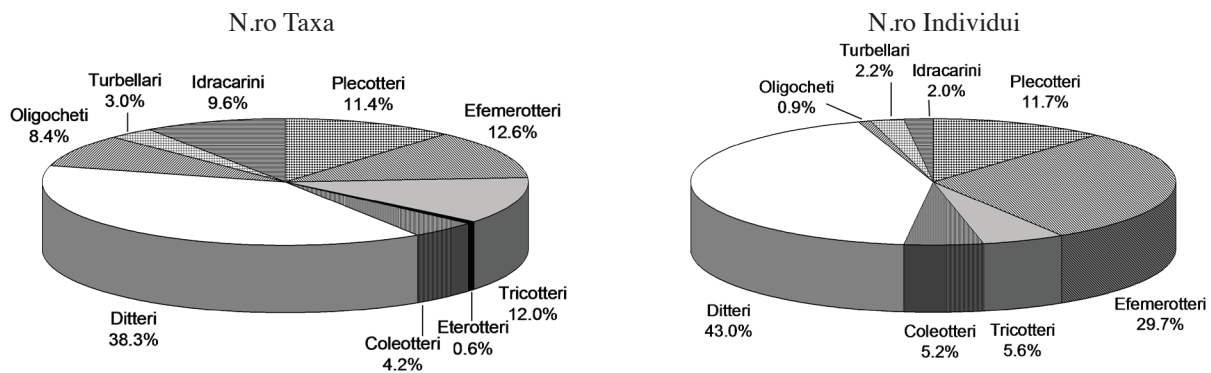


Fig. 4 - Numero totale di taxa (sinistra) e di individui (destra) appartenenti ai diversi gruppi.
 Fig. 4 - Total number of taxa (left) and of individuals (right) belonging to the different groups.

Sul R. Pogallo si ha invece una tendenza inversa a livello dell'abitato di Cicogna (Fig. 6), dove la stazione di campionamento è situata subito a valle del piccolo abitato. Si assiste, infatti, ad un aumento di filtratori, raspatori e fitofagi a discapito di altri gruppi funzionali (quali detritivori e predatori).

5. DISCUSSIONE

La zona intermedia dei torrenti rappresenta un ambiente ad elevata biodiversità. In generale, la fauna a macroinvertebrati è soggetta a forte variabilità temporale dovuta a cambiamenti nell'ambiente fisico-chimico-morfologico (flusso d'acqua, dimensioni del corso d'acqua, distanza dalla sorgente, variazioni di livello delle acque, tipologia di substrato e vegetazione riparia, temperatura) (Minshal *et al.* 1985; Anderson & Day 1986; Boulton & Lake 1992; Dallas & Day 2007). Infatti alcune specie abitrici di habitat marginali, a seconda che il livello ed il flusso delle acque siano più o meno elevati o a seconda che sia o meno presente vegetazione, possono essere trascinate via da un maggior flusso di corrente (Perry & Perry 1986) oppure perdere la connessione con la zona centrale del letto del torrente (Benke *et al.* 2000).

In questo studio, l'analisi delle caratteristiche idrologiche, chimiche e biologiche dei Rii Valgrande e Pogallo, ha permesso di evidenziare anche significative differenze fra i due torrenti. Questi infatti, come già detto, si differenziano dal punto di vista morfologico, per dimensioni del bacino sotteso, lunghezza del torrente e sezione dell'alveo, determinando differenze nell'idrologia e anche nella composizione del popolamento a macroinvertebrati. Oltre a ciò la presenza di una diga sul R. Valgrande è risultata fondamentale nell'evidenziare e nel marcare tali differenze, rendendo meno reofile le caratteristiche del tratto di torrente a monte di tale struttura. A monte della diga e sul R. Pogallo, nei tratti naturali di scorrimento delle acque, si sono ricavate velocità di corrente simili, ma leggermente inferiori rispetto a quelle riscontrate sul R. Pogallo, probabilmente dovute alla presenza di pendenze inferiori. Le portate risultano conseguentemente maggiori sul R. Valgrande caratterizzato anche da sezioni più ampie di quelle del R. Pogallo e da scabrezze del substrato inferiori per il maggior

carattere erosivo delle sue acque. Questo è messo ancor più in evidenza appena a valle della diga, dove si ha un brusco aumento di pendenza con relativa erosione del letto e messa a nudo della roccia madre. Ancora più a valle, nel punto di campionamento invece, le caratteristiche morfologiche ed idrologiche del rio cambiano drasticamente e si assiste ad una diminuzione della velocità di corrente, dovuta principalmente ad un riassetto della pendenza con una conseguente diminuzione della portata, fino al 15-20% rispetto alla sezione più a monte.

La presenza della diga si manifesta anche con modificazioni dell'equilibrio idraulico del T. San Bernardino. Generalmente, infatti, per bacini montani di uguale copertura vegetale e di pendenza simile (come quelli su cui scorrono i due torrenti), i contributi percentuali dei singoli sottobacini sono direttamente proporzionali alle loro aree (Moisello 1999). Il valore totale di portata che ne risulta è così dato dalla somma dei contributi dei singoli affluenti per il principio di sovrapposizione degli effetti. In questo "sistema", il rapporto area-contributo non è proporzionalmente corretto, in quanto il R. Pogallo risulta percentualmente più determinante nella formazione del T. San Bernardino di quanto non lo sia il R. Valgrande, pur avendo quest'ultimo, un bacino molto più ampio. Il contributo del R. Pogallo nella formazione dei deflussi del T. San Bernardino risulta mediamente intorno al 45%, ma tale percentuale è molto variabile in funzione delle condizioni meteorologiche e del periodo dell'anno in cui si valutano le portate. Questo significa che il contributo del R. Pogallo risulta in tutte le stagioni, anche se in modo variabile, un 10% superiore rispetto a quello del R. Valgrande soggetto all'impatto della diga. Dai risultati delle misure effettuate, infatti, lungo le sezioni di campionamento è risultato evidente che la portata a valle dello sbarramento è solamente 1/5 del valore misurato prima dell'invaso, quindi il contributo del R. Valgrande risulta notevolmente sminuito.

Le analisi chimiche condotte sui campioni prelevati nelle stazioni poste sui due corsi d'acqua non hanno mostrato significative alterazioni del chimismo delle acque imputabili alla presenza della diga e del centro abitato di Cicogna. La differenza principale tra i due corsi d'acqua è stata riscontrata a livello di contenuto ionico totale, rappresentato per la maggior parte da calcio e alcalinità. Le acque del R. Valgrande presentano quindi un potere tampone

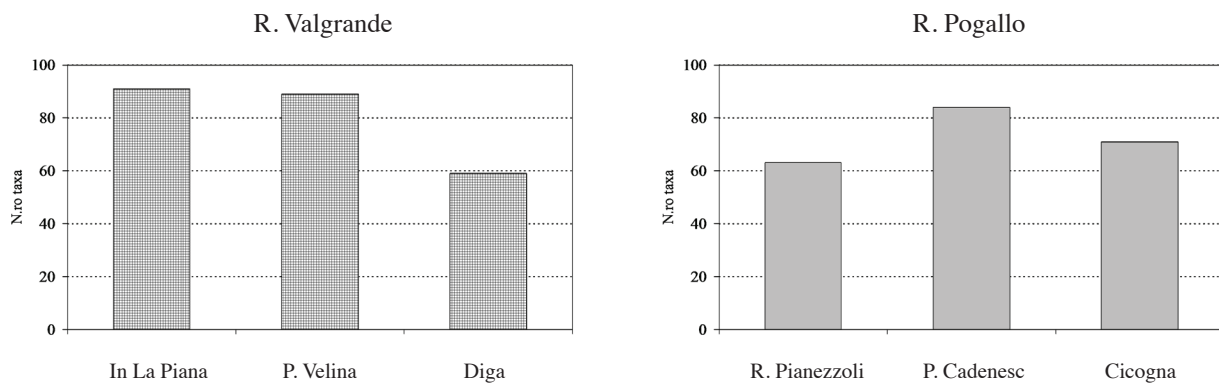


Fig. 5 - Numero totale di unità sistematiche rilevate nelle diverse stazioni due corsi d'acqua.
 Fig. 5 - Total number of taxonomic entities found in the different stations of the two streams.

maggiore rispetto a quelle del R. Pogallo, differenza dovuta in parte alle maggiori dimensioni del bacino imbrifero del R. Valgrande, ed in parte alla presenza in quest'ultimo di affioramenti di rocce solubili. Il R. Pogallo è invece caratterizzato da un quantitativo maggiore di silicati, derivati prevalentemente dal dilavamento delle rocce silicee presenti nel bacino, mentre le concentrazioni di nitrati sono pressoché identiche nei due corsi, a conferma dell'origine prevalentemente atmosferica di questo ione.

La composizione chimica dei due torrenti rispecchia quindi le condizioni tipiche di torrenti alpini che drenano territori scarsamente antropizzati (C.N.R.-I.S.E. 2007). La differenza nelle loro concentrazioni ioniche è dovuta soprattutto alla composizione litologica dei loro bacini imbriferi, costituiti prevalentemente da rocce silicee, ma con la presenza di vene di marmo nel bacino del R. Valgrande. Si deve tuttavia notare la concentrazione di nitrati, relativamente elevata per zone incontaminate. Tale concentrazione è dovuta alla notevole deposizione atmosferica di nitrato, originato dalla trasformazione in atmosfera degli ossidi di azoto di origine industriale e veicolare emessi nella Pianura Padana e trasportati verso le montagne della ValGrande (Della Lucia *et al.* 1996; Boggero *et al.* 2005).

L'analisi delle comunità bentoniche dei R. Valgrande e Pogallo, infine, ha permesso di evidenziare la composizione faunistica dei macroinvertebrati, di stimare quale o quali gruppi risultino dominanti e di valutare gli impatti generati dalla presenza di artefatti, evidenziando alterazioni sia di tipo quantitativo che qualitativo. Si ipotizza, infatti che l'organizzazione biologica si conformi strutturalmente e funzionalmente alle variabili fisico-chimiche presenti nell'ambiente (Vannote *et al.* 1980). Le caratteristiche morfologiche, idrologiche e chimiche e la marcata naturalità del territorio consentono infatti lo sviluppo di una comunità equilibrata e ben diversificata dal punto di vista tassonomico. Nelle aree naturali, il popolamento è prevalentemente costituito da Insetti, come generalmente accertato in ambienti analoghi (Stoch 2002), con notevole sviluppo di Ditteri ed in secondo luogo di Efemerotteri. La presenza della diga porta invece a drastici cambiamenti ambientali e faunistici a monte, con l'instaurarsi di una fauna maggiormente limnofila (Eterotteri Corixidi, Ditteri Chironomidi tribù Chironomini e Ditteri Psicodidi, Oligocheti Naididi) dovuta alla mitigazione della pendenza del tratto di corso d'ac-

qua con l'apporto ed il trattenimento di particolato da parte della diga stessa. Altri effetti si osservano a valle, dove le modificazioni sono causate dalla forte erosione a cui sono soggette le aree sottostanti a tale costruzione, soprattutto nei periodi di rilascio delle acque per scopi idroelettrici, che causano una banalizzazione della struttura di comunità per la scomparsa di quei microambienti che generalmente caratterizzano un torrente (Marchetti *et al.* 2002). Anche l'organizzazione funzionale della comunità evidenzia tali modificazioni con perdita di organismi filtratori a valle della diga, in quanto maggiormente legati alla presenza di particolato organico e alghe unicellulari, il cui sviluppo è impedito o limitato dallo sbarramento sul torrente, che crea uno slargo a monte della diga dove la sostanza particellata tende a sedimentare, a vantaggio di fitofagi e rasparatori. Il basso livello dell'acqua, infatti, favorendo un rapido innalzamento della temperatura favorisce anche lo sviluppo di incrostazioni algali sulla superficie del fondo.

A valle dell'abitato di Cicogna, dove solo nel periodo di maggior flusso turistico si hanno elevati scarichi cittadini, si assiste ad una diminuzione della ricchezza tassonomica specifica. Inquinamenti episodici dei corsi d'acqua, provocano infatti, effetti irreversibili sulle comunità viventi con scomparsa o sostituzione di specie, ma possono essere rilevati chimicamente solo se il campionamento delle acque avviene nel momento in cui si verificano gli scarichi. Il rilevamento congiunto di dati chimico-fisici e biologici permette quindi di rilevare per lunghi periodi di tempo lo stato di alterazione della struttura di comunità evidenziando il declino della qualità ambientale, anche quando il campionamento chimico è sfasato nel tempo rispetto allo scarico inquinante.

Dal punto di vista dell'organizzazione funzionale si assiste ad una tendenza inversa rispetto a quella evidenziata nel R. Valgrande. Qui, proprio grazie ad un maggior contributo di sostanze disciolte ed in particolare di nutrienti, si ha un maggior sviluppo algale ed un buon contributo in sostanza organica che portano allo sviluppo di filtratori, rasparatori e fitofagi a discapito di detritivori e predatori.

Discorso a parte deve essere fatto per la stazione più elevata del R. Pogallo, situata sul R. Pianezzoli: questa deve il suo basso contributo tassonomico al minor ordine fluviale del corso d'acqua (Heino *et al.* 2005; Wu & Legg 2007). Tale corso d'acqua, infatti, è tributario del R. Pogallo e di conseguenza di ordine inferiore rispetto a quest'ultimo. La

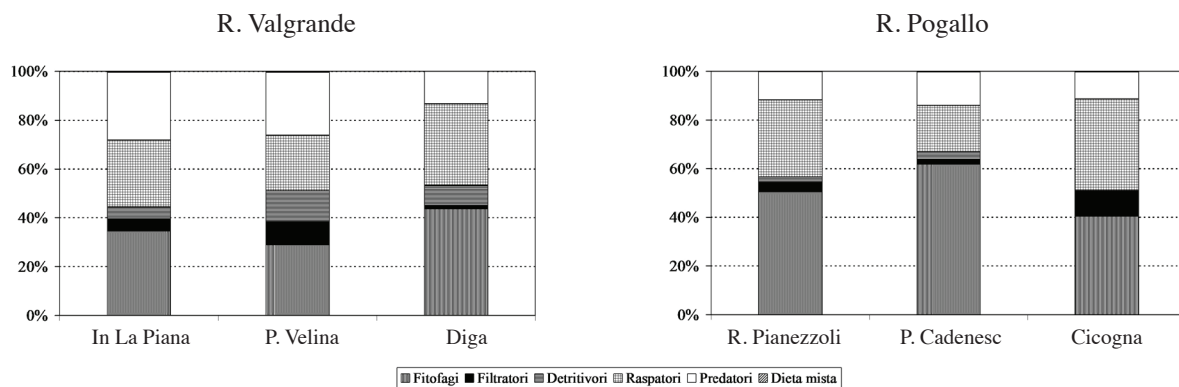


Fig. 6 - Distribuzione funzionale degli organismi nelle diverse stazioni dei Rii Valgrande e Pogallo.
 Fig. 6 - Functional distribution of the organisms in the different stations of Streams Valgrande and Pogallo.

sua morfologia e le sue caratteristiche idrologiche (in particolare bacino imbrifero e ampiezza dell'alveo di minori dimensioni, e maggiori pendenze e velocità di corrente) determinano, anche in questo caso, una minor presenza di taxa ed una struttura di comunità meno complessa rispetto al corso d'acqua di ordine superiore (Heino *et al.* 2005; Wu & Legg 2007).

6. CONCLUSIONI

Entrambi i torrenti pur presentando problematiche diverse e pur essendo caratterizzati da alterazioni ambientali, posseggono acque di buona qualità, tipiche di torrenti alpini che drenano territori scarsamente antropizzati. Dal punto di vista chimico i due corsi d'acqua sono piuttosto simili, con acque debolmente mineralizzate a causa della bassa solubilità delle rocce presenti all'interno del Parco. Le acque hanno quindi scarso potere tampone e sono quindi suscettibili agli effetti delle deposizioni acide.

Il R. Valgrande è meno soggetto ad impatti antropici diretti ed indiretti nella parte alta ed incontaminata del suo corso d'acqua, rispetto al R. Pogallo, mentre la stazione sotto lo sbarramento risente notevolmente dell'influenza di tale manufatto con alterazioni idro-morfologiche e perdita di diversità biologica. Il R. Pogallo, maggiormente soggetto ad impatto turistico presenta invece un minor numero di entità tassonomiche, infatti il centro abitato di Cicogna, ed alcune altre frazioni minori situate più a monte, determinano alterazioni a carico degli ecosistemi fluviali considerati, soprattutto nel periodo estivo di maggior fruizione, ma non tali da influenzarne la qualità delle acque.

RINGRAZIAMENTI

Si vogliono ringraziare i Dott. Di Sabatino A. (Università de L'Aquila), Dumnicka E. (Polish Academy of Sciences, Poland) e Ferrarese U. (Padova) per l'aiuto prestato nell'identificazione tassonomica fine di alcuni gruppi o stadi di Ditteri, il Dott. Mosello R. (CNR-ISE, Verbania) per i dati chimici messi a disposizione ed infine, i Dott. Lami A. (CNR-ISE, Verbania) per l'aiuto offerto in campo. Un particolare ringraziamento va inoltre, a tutto lo staff

del Corpo Forestale dello Stato, che ci ha seguiti ed aiutati durante tutte le uscite, anche in condizioni meteorologiche avverse.

BIBLIOGRAFIA

- Anderson, R.V. & Day D.M., 1986 - Predictive quality of macroinvertebrate-habitat associations in lower navigation pools of the Mississippi River. *Hydrobiologia*, 136: 101-112.
- Benke A.C., Chaubey I., Ward G.M. & Dunn E.L., 2000 - Flood pulse dynamics of an unregulated river floodplain in the southeastern U.S. coastal plain. *Ecology*, 81: 2730-2741.
- Boggero A., Marchetto A., Manca M., Mosello R. & Tartari G.A., 2005 - Studies on small mountain lakes in the Val Grande National Park (Central Alps, Italy). *Studi Trentini Sci. Nat., Acta Biol.*, 82: 43-54.
- Boulton A.J. & Lake P.S., 1990 - The ecology of two intermittent streams in Victoria, Australia. I. Multivariate analyses of physicochemical features. *Freshwat. Biol.*, 24: 123-141.
- Boulton A.J. & Lake P.S., 1992 - The ecology of two intermittent streams in Victoria, Australia III. Temporal changes in faunal composition. *Freshwat. Biol.*, 27: 123-138.
- Brown A.V. & Brown K.W., 1984 - Distribution of insects within riffles of streams. *Freshwat. Invert. Biol.*, 3: 2-11.
- C.N.R.-I.S.E. Sede di Verbania, 2007 - *Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici*. Programma quinquennale 2003-2007. Campagna 2006. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.), 84 pp.
- Dallas H.F. & Day J.A., 2007 - Natural variation in macroinvertebrate assemblages and the development of a biological banding system for interpreting bioassessment data - a preliminary evaluation using data from upland sites in the southwestern Cape, South Africa. *Hydrobiologia*, 575: 231-244.
- de Marchi G., 1999 - *Idraulica, basi scientifiche e applicazioni tecniche*. Vol. 2. Hoepli, Milano, 372 pp.
- Della Lucia M., Marchetto A., Mosello R. & Tartari G.A., 1996 - Studies on a chemical gradient of atmospheric deposition from the Po Valley to the Alps. *Wat. Air Soil Pollut.*, 87: 171-187.
- Heino J., Parviainen J., Paavola R., Jehle M., Louhi P. & Muotka T., 2005 - Characterizing macroinvertebrate assemblage structure in relation to stream size and tributary position. *Hydrobiologia*, 539: 121-130.

- Hildrew A.G. & Giller P.S., 1994 - Patchiness, species interactions and disturbance in stream communities. In: Giller, P.S., A.G. Hildrew & Raffaelli D.G. (eds), *Aquatic Ecology: Scale, Pattern and Process*. Blackwell Scientific Publications, Oxford: 21-62.
- Lenat D.R., 1988 - Water quality assessment of streams using a qualitative collection method for benthic macroinvertebrates. *J. North Am. Benthol. Soc.*, 7: 222-233.
- Marchetti M., Panizza M., Paradisi S. & Stoch F., 2002 - Degrado, tutela e conservazione. In: Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, Museo Friulano di Storia Naturale & Comune di Udine (eds), *Torrenti montani. La vita nelle acque correnti*. Quaderni Habitat, 5: 121-147.
- Merritt R.W. & Cummins K.W. (eds), 1996 - *An introduction to the aquatic insects of North America*. 3rd ed. Kendall/Hunt, Dubuque, IA, 862 pp.
- Minshall G.W., Petersen R.C. & Nimz C.F., 1985 - Species richness in streams of different size from the same drainage basin. *American Naturalist*, 125: 16-38.
- Moisello U., 1999 - *Idrologia tecnica*. La Goliardica Pavese, Pavia, 824 pp.
- Perry S.A. & Perry W.B., 1986 - Effects of experimental flow regulation on invertebrate drift and stranding in the Flathead and Kootenai Rivers, Montana, USA. *Hydrobiologia*, 134: 171-182.
- Poff N.L. & Ward J.V., 1989 - Implications of streamflow variability and predictability for lotic community structure: a regional analysis of streamflow patterns. *Can. J. Fish Aquat. Sci.*, 46: 1805-1817.
- Poff N.L., Allan J.D., Bain M.B., Karr J.R., Prestegard K.L., Richter B.D., Sparks R.E. & Stromberg J.C., 1997 - The natural flow regime: a paradigm for conservation and restoration of river ecosystems. *BioScience*, 47: 769-784.
- Raven P.J., Holmes T.H., Dawson F.H., Fox P.J.A., Everard M., Fozzard I.R. & Rouen K.J., 1998 - River Habitat Survey, the physical character of rivers and streams in the UK and Isle of Man. *River Habitat Survey Report*, 2. The Environment Agency, Bristol, 86 pp.
- Resh V.H., Brown A.V., Covich A.P., Gurtz M.E., Li H.W., Minshall G.W., Reice S.R., Sheldon A.L., Wallace J.B. & Wismar R.C., 1988 - The role of disturbance in stream ecology. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, 7: 433-455.
- Richards C., Host G.E. & Arthur J.W., 1993 - Identification of predominant environmental factors structuring stream macroinvertebrate communities within a large agricultural catchment. *Freshwat. Biol.*, 29: 285-294.
- Rosenberg D.M. & Resh V.H. (Eds.), 1993 - *Freshwater biomonitoring and benthic invertebrates*. Chapman and Hall, London and New York, 488 pp.
- Singh K.P. & Broeren S.M., 1989 - Hydraulic geometry of stream and stream habitat assessment. *J. Wat. Res. Plan. Managem.*, 115: 583-597.
- Sousa W.P., 1984 - The role of disturbance in natural communities. *Ann. Review Ecol. Syst.*, 15: 353-391.
- Statzner B. & Higler B., 1986 - Stream hydraulics as a major determinant of benthic invertebrate zonation patterns. *Freshwat. Biol.*, 16: 127-139.
- Stoch F., 2002 - Ecologia dei torrenti montani. In: Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, Museo Friulano di Storia Naturale & Comune di Udine (eds), *Torrenti montani. La vita nelle acque correnti*. Quaderni Habitat, 5: 101-119.
- Tachet H., Bournaud M. & Richoux P., 1996 - *Introduction à l'étude des macroinvertébrés des eaux douces. Systématique élémentaire et aperçu écologique*. C.R.D.P., Lyon, 155 pp.
- Tartari G.A. & Mosello R., 1997 - Metodologie analitiche e controlli di qualità nel laboratorio chimico dell'Istituto Italiano di Idrobiologia. *Documenta Ist. ital. Idrobiol.*, 60, 160 pp.
- Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R. & Cushing C.E., 1980 - The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37: 130-137.
- Vinson M.R., 2001 - Long-term dynamics of an invertebrate assemblage downstream from a large dam. *Ecological Applications*, 11: 711-730.
- Wu D. & Legg D., 2007 - Structures of benthic insect communities in two southeastern Wyoming (USA) streams: similarities and differences among spatial units at different local scales. *Hydrobiologia*, 579: 279-289.