

La biocenosi zoobentonica e la tanatocenosi nella valutazione delle acque sorgive in base alla sperimentazione in Liguria: verifica sulla validità di questi indicatori e proposta di nuovi indici

Marco Bodon^{1*}, Silvio Gaiter², Sara Costa³

1 ARPAL, Direzione Scientifica, Via Bombrini 8 – 16149 Genova.

2 ARPAL, Dipartimento di Genova, U.O. Territorio, Settore Ciclo delle Acque, Via Bombrini 8 – 16149 Genova. steandg@fiscali.it.

3 OLPA, Via Malta 2/8 – 16121 Genova. saracosta1984@libero.it.

* Referente per la corrispondenza: mabodon@tin.it

Pervenuto il 1.1.2018; accettato il 20.2.2018

Riassunto

Il macrobenthos delle acque sotterranee e sorgive è potenzialmente idoneo come indicatore biologico, non solo per la valutazione dello stato di qualità delle acque, ma anche per rilevare altri aspetti idrogeologici o ambientali. Una metodica semplificata è stata applicata in Liguria. Questa si basa su determinazioni tassonomiche a livello di gruppo ecologico e sui resti organici (tanatocenosi) che si depositano nel sedimento. Mediante i campionamenti e l'esame di numerose sorgenti e ambienti assimilabili, naturali o captate, all'esterno o all'interno dell'opera di presa, coadiuvati dalla raccolta di dati ambientali, impiantistici, analisi fisico-chimiche e batteriologiche, è stato possibile disporre di una notevole mole di dati. In base a questi, è stata valutata la correlazione tra i diversi parametri, verificato il significato delle singole componenti e proposta quindi l'applicazione di alcuni indici biotici. Il macrobenthos si è rivelato un buon indicatore in relazione all'origine delle acque (sotterranee, sorgive o superficiali) e alla violabilità della captazione (da scaturigine protetta con manufatto non violabile a scaturigine ampiamente violabile), mentre la tanatocenosi ha fornito indicazioni utili sulla vulnerabilità della falda nell'ultimo tratto di scorrimento (da falda protetta a molto vulnerabile), oltre che sulla violabilità della captazione. Gli indici proposti dovranno essere sperimentati su altre realtà territoriali, in quanto alcuni taxa presentano areali molto ristretti (in particolare elementi propri di sorgenti e acque sotterranee), ma hanno il vantaggio di essere semplici e facilmente applicabili da operatori formati nel monitoraggio biologico delle acque superficiali.

PAROLE CHIAVE: macrobenthos / tanatocenosi / sorgenti / captazioni / indicatori biologici.

The benthonic biocoenosis and the dead component in the evaluation of spring waters by studies in Liguria: tests on the validity of these indicators and new indexes

The subterranean and spring water macrobenthos is potentially suitable as a biological indicator, not only for the evaluation of the water quality status, but also to evaluate other hydrogeological or environmental aspects. A simplified methodology, based on taxonomical identifications to the ecological group level, was applied in Liguria and extended to the organic remains (thanatocoenosis) which deposit on the sediment.

By the means of sampling and the examination of a large number of springs and similar environments, both natural and abstracted, inside and outside of water intake plants, together with the collection of environmental, physical, chemical, bacteriological and plant type data it was possible to evaluate the correlation among different parameters, to verify the meaning of each single component and to propose some biological indexes. However, macrobenthos has proved to be a good indicator in relation to the origin of waters (underground, spring or surface) and to the violability of the uptake (from protected wellspring with inviolable intake plant to widely violable wellspring), while the thanatocoenosis provides useful indications on vulnerability of the water table in the last section of sliding (from protected water table to very vulnerable), in addition to the violability of the uptake.

The proposed indexes will have to be experimented on other similar environments, because some of the taxa are only present in very restricted areas (particularly true for some elements typical of spring and subterranean water), but they have the advantage of being simple and easily applicable by trained operators with skills on biological monitoring of surface waters.

KEY WORDS: macroinvertebrates / dead component / natural springs / spring captures / biological indexes.

INTRODUZIONE

Gli organismi viventi sono universalmente riconosciuti come buoni bioindicatori per le acque interne, sia correnti che lacustri, e sono attualmente al centro delle metodiche utilizzate per rilevare lo stato di qualità ambientale, mediante indici basati su tutte le principali componenti biologiche: fitoplancton, diatomee bentoniche, macrofite, macrobenthos e fauna ittica (Dir. 2000/60/CE; D.Lgs. 152/06; D.M. 260/2010). Per le acque sotterranee e anche per quelle sorgive, ecotono tra la falda sotterranea e l'ambiente superficiale, le metodiche attualmente in uso per la classificazione si basano esclusivamente sui parametri fisico-chimici, al più con il supporto dei parametri microbiologici, nonostante che le componenti biologiche siano ritenute, anche per questo comparto, buoni indicatori ambientali e in grado di rilevare non solo compromissioni derivanti da attività antropiche, ma anche altri aspetti di tipo idrogeologico e captativo (Torquin, 1981; Bodon e Gaiter, 1989; Baldini e Gaiter, 1990; Dole-Olivier *et al.*, 1994; Feletti e Gaiter, 1996; Bonettini e Cantonati, 1998; Williams e Williams, 1998; Gaiter e Feletti, 1999; Galletti, 2000; Danielopol *et al.*, 2006; Sambugar *et al.*, 2006; Galassi *et al.*, 2008; Stoch *et al.*, 2008; Di Sabatino *et al.*, 2009; Galassi *et al.*, 2009a; Di Lorenzo e Galassi, 2013; Fiasca *et al.*, 2014). Ciò deriva sicuramente dalla complessità della comunità che colonizza questi ambienti, legata ai molteplici microhabitat e alle diverse caratteristiche delle sorgenti (Cicolani *et al.*, 1996a; Crema *et al.*, 1996; Bonettini e Cantonati, 1998; Lindegaard *et al.*, 1998; Mori, 2003; Sambugar *et al.*, 2006; Spitale, 2007), dalla mancanza di tradizione nello studio e nello sviluppo di tecniche applicative da parte delle università e degli istituti di ricerca, dalla scarsa sperimentazione e proposizione di metodiche semplificate e di indici che possano sintetizzare i diversi aspetti.

Gli studi sulle sorgenti italiane sono piuttosto limitati. Sono state indagate alcune aree prealpine e alpine orientali (Crema *et al.*, 1996; Bonettini e Cantonati, 1998; Pezzoli e Cantonati, 1998; Stoch, 1998; Cantonati *et al.*, 2006; Sambugar *et al.*, 2006; Spitale *et al.*, 2007; Maiolini *et al.*, 2011; Cantonati *et al.*, 2012; Spitale *et al.*, 2012), e dell'Appennino centrale (Cicolani *et al.*, 1996b; Di Francesco e Cicolani, 2001; Di Sabatino e Cicolani, 2001; Galassi *et al.*, 2001; D'Ambrosio *et al.*, 2003; Di Sabatino *et al.*, 2009; Galassi *et al.*, 2009a, 2009b). Qualche indagine sporadica è stata condotta in altre zone, come in Emilia-Romagna (Stoch *et al.*, 2008; Bottazzi *et al.*, 2011) e in Sicilia (Galletti, 2000). Altre aree sono state campionate anche estensivamente, ma solo per alcune taxocenosi, sia di acque sotterranee che sorgive, come per i molluschi idrobiidi e i crostacei nelle Prealpi centrali (Pezzoli, 1988a; Pezzoli e Spelta, 2000; Stoch, 2000; Pezzoli e Lemme, 2003; Pezzoli,

2004), oligocheti, molluschi, acari e insetti in Trentino (Gerecke e Cantonati, 1998; Pezzoli e Cantonati, 1998; Dalfreddo e Bodon, 2007; Gerecke e Di Sabatino, 2007; Lencioni, 2007; Sambugar, 2007; Stoch, 2007; Maiolini *et al.*, 2011); crostacei e acari per le aree alpine orientali (Stoch, 1985; Pezzoli, 1988b; Stoch, 1993, 1996, 1997, 1999a, 1999b, 2003, 2006); molluschi, copepodi e acari per l'Italia centrale (Cicolani *et al.*, 1996a; Di Francesco e Cicolani, 2001; Galassi *et al.*, 2001; D'Ambrosio *et al.*, 2003; Di Lorenzo *et al.*, 2003b; Fiasca *et al.*, 2014) o acari acquatici in Sicilia (Gerecke e Di Sabatino, 1996). Altre indagini sono in corso su sorgenti dell'Emilia-Romagna (Stoch *et al.*, 2008; Segadelli *et al.*, 2012) e sull'Italia centrale (progetto ACQUA-LIFE), per lo sviluppo di un software per valutare lo stato di conservazione e l'integrità della biodiversità delle acque sotterranee (Di Francesco e Galassi, 2015), mentre un progetto europeo (PASCALIS) per la messa a punto delle metodiche di campionamento sulle acque sotterranee, ma che ha fornito cospicui risultati sulle biocenosi, è stato condotto nei Lessini (Deharveng *et al.*, 2009; Galassi *et al.*, 2009b; Stoch *et al.*, 2009).

Pochi indici biologici sono stati suggeriti per le acque sorgive o sotterranee. Ferrarese e Sambugar (1976) hanno proposto un indice sulla qualità delle acque iporeiche, basato sui nematodi, mentre Stoch (2001) ha sviluppato un indice sul livello di inquinamento delle acque carsiche, basato sul rapporto in percentuale tra specie stigobie e specie totali (stigobie, stigofile e stigossene). Quest'ultimo è stato sperimentato solo su poche sorgenti in un'area ristretta nei Lessini. Di Lorenzo *et al.* (2003b) hanno proposto l'Indice R per valutare la vulnerabilità all'infiltrazione in sorgenti carsiche captate in Abruzzo, indice calcolato attraverso il rapporto tra il numero di esemplari di copepodi stigosseni e il numero di quelli non stigosseni (stigobi e stigofili). Similmente, Di Lorenzo *et al.* (2003a), sempre in Abruzzo, hanno elaborato l'Indice di Protezione Naturale (IPN), con un campo di applicazione ristretto alle sole sorgenti carsiche captate per uso potabile. L'indice IPN si basa, comunque, solo parzialmente sulla componente biologica (subindice R e frequenza temporale degli invertebrati stigosseni). Tutti questi metodi oltre a richiedere determinazioni tassonomiche approfondite (a livello di specie), attuabili solo se le determinazioni sono effettuate da specialisti, sono stati sperimentati in aree limitate, sovente su pochi siti; forse per tali motivi non hanno trovato molto consenso nell'applicazione pratica.

Anche in altri paesi europei e mediterranei sono state proposte alcune metodiche basate sulla componente biologica per la valutazione di alcuni aspetti delle acque sotterranee. A questo proposito, sono da segnalare varie esperienze sulla meio-macrofauna, che è stata riconosciuta come valido indicatore su molteplici aspetti, come per distinguere il tipo di acquifero

(Hahn e Fuchs, 2009; Schmidt e Hahn, 2012), per il ravvenamento della falda freatica in ambienti porosi alluvionali o per gli scambi che subisce la falda con le acque superficiali (Danielopol *et al.*, 2006; Schmidt *et al.*, 2007; Gutjahr *et al.*, 2013), oppure per valutare il livello di inquinamento delle acque (Malard *et al.*, 1996; Hahn, 2005). Per queste valutazioni sono stati anche presi in considerazione alcuni parametri, come il numero di taxa (insetti o taxa stigosseni) o la variazione nella quantità dei crostacei e insetti (Malard *et al.*, 1996). Invece, raramente sono stati messi a punto indici basati sugli organismi quale, ad esempio, il rapporto in percentuale tra il numero degli organismi epigei sul totale degli organismi (ipogei ed epigei), indice proposto per valutare la dinamica degli apporti da parte di acque superficiali negli acquiferi carsici nel sud della Francia (Vervier e Gibert, 1991); il GW-Fauna-Index, per la valutazione del grado di isolamento delle falde sotterranee, di applicazione limitata ai pozzi, basato, solo marginalmente, sulla componente organica (Hahn, 2006; Gutjahr *et al.*, 2013); oppure l'indice freatobiologico IPB, basato sul numero di taxa stigobi in rapporto al numero di taxa totali, per valutare la qualità e il grado di protezione delle acque delle falde sotterranee, di applicazione limitata ai pozzi in un'area del Marocco (Boulanouar, 1995). Un approccio più generale, per valutare lo stato di salute delle acque di falda attraverso la messa a punto di un indice multimerico, basato sia su parametri chimici che biologici, è stato proposto e applicato in Australia (Korbel e Hose, 2011); nonostante la validità dell'approccio, adattabile alle diverse situazioni, il metodo non è stato definito in dettaglio ed è stato sperimentato solo su pochi casi.

Quasi sempre gli studi condotti su taxocenosi o sull'insieme della biocenosi bentonica, per valutare aspetti ambientali o effetti antropici sulle acque sorgive e soprattutto su quelle sotterranee, si basano su determinazioni tassonomiche approfondite, generalmente a livello di specie, e prendono in considerazione, oltre che il macrobenthos, anche la componente di dimensioni più ridotte, il meiobenthos. Questo perché le comunità che colonizzano le acque sotterranee sono povere in gruppi tassonomici (Stoch, 2001; Stoch e Galassi, 2010), e quindi è necessario esaminare una lista tassonomica più dettagliata per avere un numero di taxa sufficienti; ovviamente ciò richiede l'intervento di specialisti per la determinazione degli organismi.

Un metodo semplificato, sviluppato in Liguria a partire dal 1990, basato sul macrobenthos e sulla componente organica del sedimento, è stato proposto principalmente per la valutazione delle acque sorgive destinate al consumo umano (Bodon e Gaiter, 1995; Gaiter e Baldini, 1995). Questo metodo si basa su determinazioni a livello tassonomico non troppo approfondito (famiglia, genere o gruppi di specie per alcuni taxa), ma

sufficiente, almeno per i taxa di maggiori dimensioni, a inquadrarli in una categoria ecologica. Si ritiene, infatti, che i caratteri evidenti, quali depigmentazione e anoftalmia, utili a riconoscere i taxa stigobi rispetto a quelli epigei, possano essere facilmente individuati già a livello di gruppi di specie, senza dover entrare in determinazioni di maggiore dettaglio. Questa metodica è stata divulgata attraverso un corso di formazione a livello nazionale nel 2000 (Rocca *et al.*, 2003), dopo diversi anni di applicazione sul territorio appenninico ligure, perfezionata nella modulistica e standardizzata nelle procedure di campionamento e analisi (Gaiter *et al.*, 2004). Tale proposta operativa non ha comunque trovato seguito in altre regioni per la mancanza di indirizzi a livello normativo e per la soggettività del metodo di valutazione, basato su un giudizio esperto e non restituito attraverso un indice di semplice applicazione. Solo Sambugar *et al.* (2006), prendendo spunto da quanto proposto, hanno sviluppato una ricerca avanzata sulle biocenosi sorgive dell'Alto Adige.

Nonostante ciò, la sperimentazione è proseguita in Liguria; i dati raccolti sono stati man mano valutati ed esposti in un articolo applicativo (Gaiter *et al.*, 1995) e in due tesi di laurea (Merlanti, 2001; Grazioli, 2006), e nuovi campionamenti si sono aggiunti fino al 2015. Al momento i dati sono da ritenersi sufficienti per verificare quanto proposto e per tentare di elaborare uno o più indici che possano restituire un giudizio semplice e obiettivo, argomento sviluppato, in forma preliminare, in Bodon *et al.* (2017).

Scopo del presente articolo è quindi quello di:

- verificare se vi siano fattori paleogeografici, biogeografici, litologici, ambientali o fisico-chimici che condizionano in maniera rilevante le biocenosi sorgive, anche in un territorio ristretto a livello regionale;
- verificare se la biocenosi e la tanatocenosi possono dare informazioni su inquinamento, origine delle acque e grado di isolamento;
- verificare se l'ecologia degli organismi e il significato dei resti corrispondono a quelle già note stabilite principalmente sui caratteri morfologici.

MATERIALI E METODI

I rilievi e le modalità di raccolta, analisi ed elaborazione dei dati sono descritti in Bodon *et al.* (2017).

Gli ambienti investigati comprendono sorgenti o emergenze assimilabili (scaturigini in cavità naturali o artificiali, pozzi di versante, per un totale di 801), in minor numero ambienti misti (sorgenti con rivi, 16), piccoli rivi prossimi alle sorgenti (7) o subalvei di corsi d'acqua (6).

Nella ricerca di una correlazione tra i numerosi fattori ambientali o antropici e il popolamento, è stata preliminarmente esclusa una serie di fattori che, in base alle elaborazioni pregresse, si sono dimostrati di

scarsa o nulla influenza nel condizionare la biocenosi macrobentonica o la tanatocenosi.

Tra i fattori ambientali lo studio è stato focalizzato verso alcuni parametri geografici e litologici che potrebbero influenzare la distribuzione degli organismi. Ai diversi fattori (fisico-chimici, ambientali e antropici) sono state attribuite classi di range. Sono stati considerati i tre aspetti applicativi fondamentali, scopo principale del metodo di indagine: inquinamento o compromissione, origine delle acque, grado di isolamento da parte del manufatto rispetto all'ambiente esterno alla captazione o grado di protezione della falda. Per valutare tali aspetti sono stati costruiti alcuni indicatori sintetici, basati, per quanto possibile, su più parametri, in modo da aumentarne la robustezza e ampliarne la scala dei valori.

Analisi del macrobenthos e della tanatocenosi

Per verificare le ipotesi enunciate, lo studio della comunità macrobentonica e della tanatocenosi si è basato sui soli campionamenti validati. Dato che i singoli taxa o le diverse componenti in esame rappresentano elementi con valore indicatore spesso differente, nelle elaborazioni non sono state raggruppate in categorie di ordine superiore (come ordini o classi per la biocenosi o gruppi omogenei per la tanatocenosi), ma sempre tenuti distinti. Per le elaborazioni sono stati considerati solo i dati di presenza/assenza, salvo poi approfondire a livello semiquantitativo (quattro classi di abbondanza, elaborate in scala aritmetica o geometrica) in caso di correlazione significativa. Inoltre, per l'elaborazione degli indici, sono stati verificati i parametri relativi all'intensità del campionamento (significatività), mentre sono stati esclusi i campionamenti con assenza di fauna o di resti e quelli con un numero molto basso di componenti (inferiori a 3) in quanto poco significativi.

L'analisi è stata condotta sia a livello dei singoli fattori sia a livello multifattoriale.

Sui singoli fattori è stata valutata la differenza nella percentuale di presenza di ogni taxon o componente tra le diverse classi considerate, tra tutte le classi o tra le classi adiacenti, se numerose, con la procedura adottata in Bodon *et al.* (2017). Inoltre, per ogni parametro, sono stati evidenziati (Tab. VI) il numero delle classi considerate e la significatività in base al test di Kolmogorov-Smirnov. Questa analisi permette di rilevare anche l'importanza dei fattori non quantificabili in termini numerici, quali i parametri geografici, litologici o i diversi siti di campionamento, in modo da poter eventualmente escludere i casi anomali o poco significativi per l'analisi statistica.

L'analisi statistica multivariata è stata realizzata mediante la tecnica dell'analisi canonica delle corrispondenze (CCA), tramite il software MVSP 3.1 (MultiVariante Statistical Package) della Kovach Computing Service. Il metodo permette di ordinare i campionamenti o i taxa

e relazionarli con i principali fattori fisico-chimici o con gli indicatori scelti per l'indagine. L'analisi è stata condotta normalizzando i valori dei parametri fisico-chimici e dando minore peso ai taxa o alle componenti meno frequenti (diversamente dall'elaborazione di Bodon *et al.*, 2017, dove sono stati esclusi i taxa meno frequenti).

Ricerca degli indicatori basati sui fattori abiotici

Grado di compromissione o inquinamento delle acque

1. Qualità delle acque in base ai parametri fisico-chimici. La classificazione delle acque sotterranee è stata effettuata secondo le disposizioni contenute nel D.Lgs. 152/99, che restituisce la qualità in cinque classi, in base al valore medio dei principali parametri fisico-chimici: conducibilità, cloruri, nitrati, solfati, ione ammonio, ferro e manganese. I metalli (ferro e manganese) sono stati ricercati nei casi in cui le rocce o eventuali compromissioni potevano indicarne la presenza a livelli significativi. Si dispone di 624 stazioni classificate su 830 stazioni campionate. La classificazione ha dato una prevalenza di acque in buona qualità (classe 1), solo secondariamente si è riscontrata una qualità un poco inferiore (classe 2), in particolare per i livelli di nitrati e/o solfati e/o per la conducibilità (solfati e conducibilità potrebbero essere anche riconducibili a tenori naturali in relazione alla litologia), e solo eccezionalmente qualità scadenti (classe 3 o 4) (Fig. 1).
2. Qualità delle acque in base ai parametri batteriologici. Gli indicatori batteriologici, coliformi totali, coliformi fecali o *Escherichia coli*, enterococchi, sono utilizzati raramente per rilevare la qualità delle acque sotterranee, ma frequentemente per quelle superficiali o per quelle potabilizzate. Abbiamo quindi rielaborato una attribuzione basata sui parametri batteriologici applicabile alle acque sorgive, in base a diverse classificazioni (USSL 74 della Regione Piemonte, 1998; Di Lorenzo *et al.*, 2003a; D.Lgs. 152/99; D.Lgs. 152/06), utilizzando indicatori correlati nei siti dove questi parametri non erano disponibili, in base a un'arbitraria scala logaritmica (Tab. I). Si dispone di 738 stazioni classificate su 830 stazioni campionate. La suddivisione nelle cinque classi mostra una buona ripartizione dei valori anche per le classi qualitativamente peggiori, sebbene queste rappresentino livelli di compromissione assai modesti in relazione alle soglie stabilite. Tra i parametri che hanno maggior peso nella classificazione vi sono soprattutto i coliformi totali e fecali (o *Escherichia coli*) (Fig. 2).
3. Pressioni in relazione all'uso del territorio. La pressione che deriva dalle attività antropiche (pascolo, agricoltura, urbanizzazione da insediamenti civili e industriali, viabilità, presenza di rifiuti) sul territorio

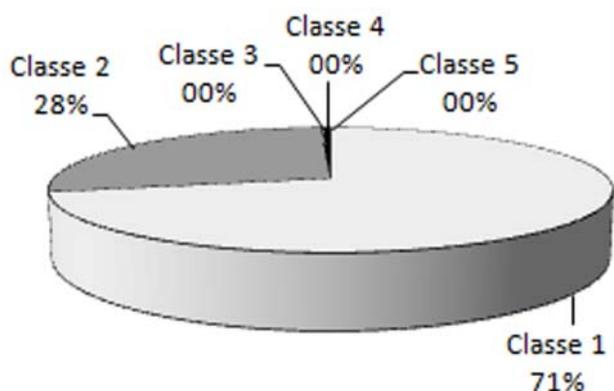


Fig. 1. Ripartizione delle classi di qualità fisico-chimica nelle sorgenti campionate in base alla classi di qualità del D.Lgs. 152/99.

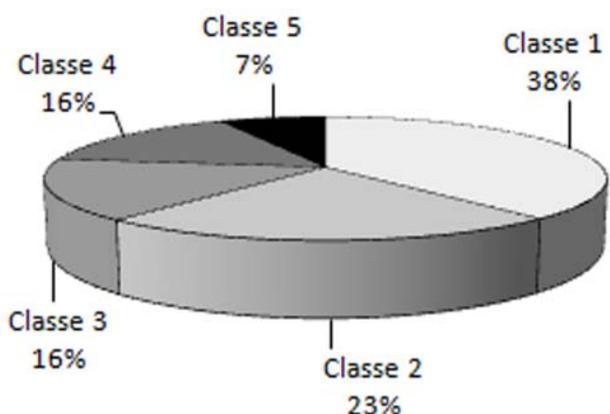


Fig. 2. Ripartizione del punteggio relativo al grado di contaminazione batterica nelle sorgenti campionate in cinque classi di qualità.

Tab. I. Valori adottati per l'attribuzione della carica batterica in cinque classi di qualità, in base al valore peggiore di ciascuna componente microbiologica.

Classe di qualità batteriologica	1	2	3	4	5
Coliformi totali	< 5	5-24	25-99	26-399	> 399
Coliformi fecali	< 1	1-4	5-24	25-99	> 99
Enterococchi	< 1	1-2	3-9	10-39	> 39

Tab. II. Punteggio per l'attribuzione del grado di antropizzazione in base alla somma dei punteggi di ciascuna categoria (da 1 a 4) di impatto antropico (sopra) e significato del punteggio complessivo (sotto).

Fattori antropici	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4	Classe 5
Pascolo	1	2	3	4	5
Colture	1	2	3	4	5
Insedamenti civili	1	2	3	4	5
Insedamenti industriali	1	2	3	4	5
Viabilità	1	2	3	4	5
Abbandoni di rifiuti	1	2	3	4	5

Significato	Impatto nullo o trascurabile	Impatto molto debole	Impatto debole	Impatto sensibile	Impatto notevole
Range (somma singoli punteggi)	6-7	8-9	10-11	12-13	14-18

sotteso da ogni scaturigine è stata valutata, per ciascuna voce, mediante un punteggio in quattro classi (da pressione assente a notevole). La pressione complessiva, ottenuta dalla somma dei singoli punteggi, è stata ripartita in cinque classi. Dato che il territorio indagato non è antropizzato in modo rilevante, allo scopo di modulare il punteggio si è assunto un valore di fondo scala (quinta classe, pressioni rilevanti) inferiore al livello teorico raggiungibile, corrispondente a più di due pressioni con livello medio o notevole (Tab. II). Si dispone della classificazione di tutte le 830 stazioni campionate. La ripartizione nelle cinque classi evidenzia comunque una scarsa incidenza di pressioni sensibili sul territorio in esame (Fig. 3).

Origine delle acque

La valutazione di questo aspetto, non sostenuta da studi idrogeologici, si è basata sulle diverse situazioni palesemente osservabili ad una indagine ispettiva: captazioni da sorgenti o comunque scaturigini sotterranee, captazioni con acque miste (sorgenti con rivi sorgivi) o da subalveo di rivi, captazioni da acque superficiali di piccoli rivi. Inoltre, per le sorgenti o altre scaturigini sotterranee, può essere indicativa la distanza da rivi che scorrono in prossimità e a monte di queste, in quanto è possibile un'alimentazione derivante da perdite di acque che scorrono in superficie, se la sorgente è situata in vicinanza a tali scorrimenti, soprattutto nel caso di acquiferi carsici. Le sorgenti sono state quindi ripartite in cinque classi a seconda dell'origine accertata e della distanza rispetto al rivo attivo più prossimo (Tab. III).

La percentuale degli ambienti campionati che non dovrebbero essere influenzati da acque superficiali (classe 1) è molto alta, tuttavia sono presenti anche numerosi casi di probabile o accertata influenza di acque superficiali (Fig. 4).

Grado di isolamento della captazione

Un ulteriore aspetto, in caso di sorgenti captate, concerne la valutazione del grado di isolamento dall'ambiente esterno. Questo può essere visto sotto

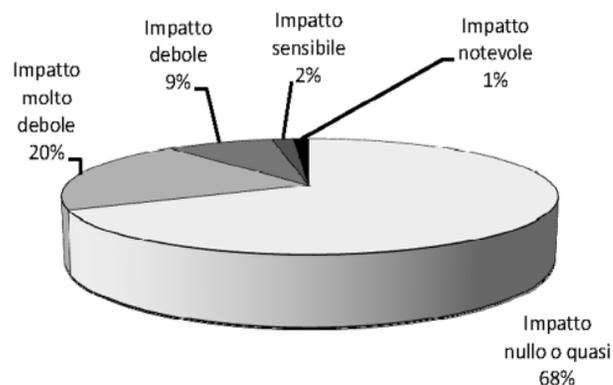
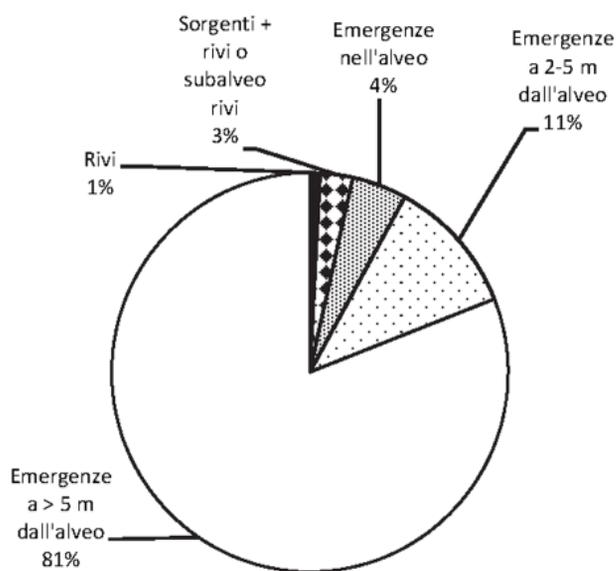
Tab. III. Classi relative alla probabile alimentazione della scaturigine.

Classe	Tipologia	Distanza da rivi attivi
1	sorgente	> 5 m
2	sorgente	a 2-5 m
3	sorgente	nell'alveo
4	sorgente + rivo	-
5	rivo	-

due prospettive: (1) la vulnerabilità nell'ultimo tratto di scorrimento della falda e (2) la violabilità dall'esterno della captazione.

1. La scelta dei parametri per la valutazione della vulnerabilità dell'ultimo tratto di scorrimento, sintetizzata in Bodon *et al.* (2017) è riportata in dettaglio in Tab. IV. Ai tre aspetti considerati sono stati attribuiti dei punteggi da 1 a 3, prendendo spunto dai criteri di valutazione di Civita (1990) e Civita e De Regibus (1995). Il punteggio complessivo è stato ottenuto dalla somma dei punteggi parziali e mostra una distribuzione abbastanza equilibrata nelle cinque classi, con prevalenza su valori medi nelle 734 stazioni elaborabili sotto questo aspetto, cioè sorgenti (Fig. 5).

2. Anche per valutare il grado di isolamento che offre il manufatto si rimanda a Bodon *et al.* (2017), e alla Tab. V per i dettagli. Nell'attribuire i punteggi ad ogni singolo aspetto (da 1 a 4 o da 1 a 6), è stato dato maggior peso alla protezione che offre la captazione (da 1, massima protezione, fino a 9 nel caso di assenza di un manufatto di protezione, situazione estremamente violabile). Nella valutazione della violabilità sono state escluse, per ovvi motivi, le stazioni che non rappresentano ambienti propriamente sorgivi (acque superficiali o acque miste tra superficiali e sorgive) e alcuni siti di campionamento (esterni all'opera o che rappresentano acque miscelate fra più sorgenti). In questo caso, inoltre, le elaborazioni si riferiscono ai campionamenti (in numero di 962) e non alle stazioni (in numero di 734), in quanto alcuni parametri (sito

**Fig. 3.** Ripartizione del punteggio relativo al grado di antropizzazione nelle sorgenti campionate in cinque classi di qualità.**Fig. 4.** Ripartizione delle stazioni campionate in base alle classi di possibile alimentazione.**Tab. IV.** Punteggio relativo alle classi di vulnerabilità dell'aquifero (sopra) e significato del punteggio complessivo (sotto).

Tipologia acquifero	Punteggio vulnerabilità tipologia	Alterazioni substrato	Punteggio vulnerabilità alterazioni	Litologia	Punteggio vulnerabilità litologia
Poroso	1	Alluvioni	1	Rocce poco permeabili (marne, argilliti, etc.)	1
Fratturato	2	Rocchia compatta	1	Rocce poco permeabili (argilloscisti)	1,5
Carsico	3	Rocchia (alterazione non definibile)	1,5	Rocce mediamente permeabili (arenarie, serpentiniti, etc.)	2
Alimentazione mista	3	Rocchia alterata	2	Rocce carbonatiche (calcari, dolomie, conglomerati calcarei, etc.)	3
Alimentazione superficiale	4	Detrito di falda	3		
Classe di vulnerabilità	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4	Classe 5
Range (somma singoli punteggi)	4-4,5	5-5,5	6-6,5	7-7,5	8-9

e luminosità) sono legati all’ambiente campionato e quindi possono assumere aspetti diversi nella stessa stazione. Il punteggio complessivo è stato ottenuto dalla somma dei punteggi parziali e mostra una distribuzione con prevalenza su valori bassi o medio-bassi, mentre i valori alti o medio-alti risultano più scarsi (Fig. 6).

Costruzione dell’indice basato sulla biocenosi o sulla tanatocenosi

Rispetto all’approccio seguito in Bodon *et al.* (2017), dove l’indice è stato costruito in base alla formula in uso per gli indici saprobici (Morpurgo, 1996), onde evitare conseguenti margini di soggettività la procedura qui riportata è stata ricavata dai risultati dell’analisi CCA. Restringendo l’analisi ai soli fattori di maggiore significato sui quali si intende costruire l’indice, il

punteggio relativo a ciascun taxon o componente può essere ricavato dalla proiezione della posizione del taxon o componente nel piano cartesiano sul vettore che rappresenta il fattore in esame. Il rispettivo valore, corrispondente alla lunghezza del vettore, è stato preso come valore di sensibilità (S). L’indice viene quindi costruito con la seguente formula: $I = \frac{\sum S \cdot A}{\sum A}$ dove A rappresenta un punteggio semiquantitativo in base all’abbondanza di ciascun taxon o componente.

Una volta applicato l’indice e verificata una correlazione significativa con il parametro considerato tramite il coefficiente di correlazione r di Pearson, sono stati variati alcuni fattori (livello di significatività del campionamento, punteggio da assegnare alla frequenza del taxon, numero minimo di occorrenze), al fine di stabilire i limiti per la validità e l’affidabilità dell’indice ed eventualmente individuare i fattori limitanti per

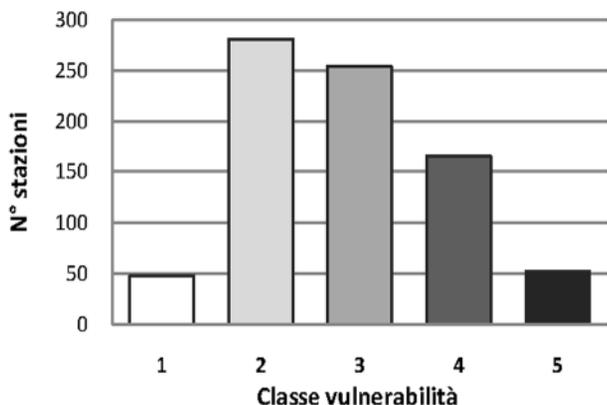


Fig. 5. Ripartizione delle stazioni campionate nelle classi relative al grado di vulnerabilità della falda.

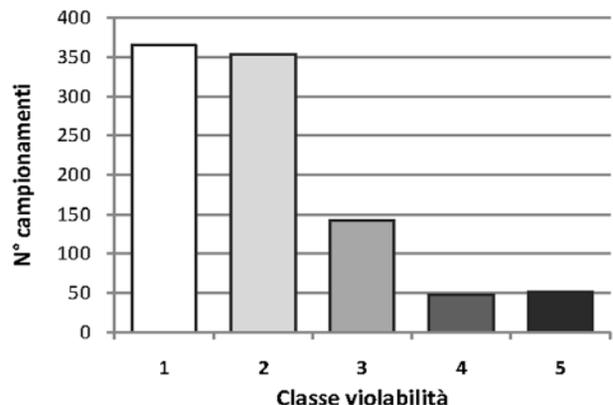


Fig. 6. Ripartizione delle stazioni campionate nelle classi relative al grado di violabilità della scaturigine.

Tab. V. Punteggio relativo alle classi di violabilità della scaturigine (sopra) e significato del punteggio complessivo (sotto).

Manufatto	Punteggio Violabilità Manufatto	Captazione	Punteggio Violabilità Captazione	Sito	Punteggio Violabilità Sito	Luminosità	Punteggio Violabilità Luminosità
Totalmente chiuso	1	Pozzo non utilizzato	1	Scaturigine accessibile	1	Assente	1
Manufatto a chiusura imperfetta	3	Pozzo utilizzato	1	Scaturigine da tubo	1	Molto debole	2
Parzialmente chiuso o aperto	5	Captazione completa con derivazione totale	1	Scaturigine + vasca di arrivo	2	Scarsa	3
Manufatto rudimentale, aperto	7	Captazione completa con dispersione intorno al manufatto	2	Vasca di arrivo	2	Normale	4
Manufatto assente	9	Captazione completa	3	Scorrimenti interni	3		
		Captazione parziale	3	Vasche successive	4		
		Captazione completa senza derivazione	4	Captazione a valle della scaturigine (impropria)	6		
		Captazione assente	5	Rivi adiacenti	6		
Classe di vulnerabilità		Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4	Classe 5	
Range (somma singoli punteggi)		4-4,5	5-5,5	6-6,5	7-7,5	8-9	

affinare l'indice così ottenuto, cercando di ottenere una sempre maggiore significatività nella relazione con il parametro considerato.

I valori degli indici sono stati successivamente riferiti alle classi di qualità, dopo aver eliminato i valori outliers, in base al 5° percentile (valore inferiore) e al 95° percentile (valore superiore) della distribuzione dei valori su ogni classe. In questo modo ogni valore è riferibile a una o più classi di qualità con una probabilità del 90%.

Verifica del valore indicatore dei taxa macrobenttonici e delle componenti della tanatocenosi

Per verificare l'ecologia dei taxa/componenti e il significato della biocenosi/tanatocenosi è stata nuovamente effettuata l'analisi statistica multivariata CCA, ma prendendo in considerazione la relazione con due soli fattori: il punteggio di origine (gradiente da origine sotterranea/sorgiva a superficiale) e quello di violabilità (gradiente da sorgente protetta a sorgente non protetta) per la biocenosi e il punteggio di vulnerabilità (gradiente da falda protetta a falda vulnerabile) e di violabilità (gradiente da sorgente protetta a sorgente non protetta) per la tanatocenosi. La posizione di ogni singolo taxon sul piano cartesiano è stata quindi proiettata sui due vettori risultanti dall'analisi. In questo modo, la lunghezza e il segno del vettore origine sono in relazione con l'origine sotterranea/sorgiva (se negativo; organismi stigobi/crenobi) o superficiale (se positivo; organismi stigosseni/crenosseni) delle acque, mentre quelle del vettore violabilità sono in relazione con il carattere sotterraneo (se negativo; organismi stigobi, in sorgenti protette) o sorgivo (se positivo; organismi crenobi, in sorgenti non protette) dell'habitat. Per la tanatocenosi si è proceduto analogamente in relazione ai fattori vulnerabilità e violabilità.

Acronimi utilizzati nelle figure

Gli acronimi dei taxa macrobenttonici (Figg. 16, 22) e quelli relativi ai resti della tanatocenosi (Figg. 17, 23) sono riportati in Appendice (Tab. XI). Gruppi di bacini (Fig. 11): PP, Padani ponente (Orba, Stura, Piota); PS, Padani Scrivia; PT, Padani Trebbia; PL, Padani levante (Aveto, Taro); TEP, Tirrenici estremo ponente (Argentina, Armea, Quiliano); TP, Tirrenici ponente (dal Teiro al Chiaravagna); TPO, Tirrenici Polcevera; TL, Tirrenici levante (dal Bisagno al Boate); TE, Tirrenici Entella; TEE, Tirrenici estremo levante (dal Gromolo al Deiva); TM, Tirrenici Magra (sottobacino Vara).

RISULTATI

Analisi del macrobenthos: taxa rilevati in base allo sforzo di campionamento

La componente macrobentonica campionata comprende 103 taxa, che compaiono con una frequenza

percentuale molto differente (Fig. 7). Solo quattro taxa sono ben rappresentati, con una frequenza superiore al 5%, sia di acque sotterranee e sorgive (*Niphargus*, *Bythinella*), sia di acque superficiali (Chironomidae) o non attribuibili a un habitat preciso in base al livello tassonomico stabilito (Ostracodi). Altri 14 taxa compaiono con frequenza ridotta (2-3%), e sono prevalentemente rappresentati da organismi di acque superficiali o indifferenti, anche se non mancano elementi strettamente stigobi (*Avenionia*, *Proasellus* stigobionte). Infine, molto numerosi (74) sono i taxa rappresentati in bassa percentuale (1% o meno ciascuno, 20% sul totale); anche in questo caso si tratta in prevalenza di organismi di acque superficiali, dato che la fauna superficiale è più ricca in taxa di quella sotterranea o sorgiva.

Il numero di taxa per campionamento varia notevolmente, da zero (fauna assente) a 22, con una media di 4,6 taxa, e dipende prevalentemente dall'intensità del campionamento. Esaminando il numero di taxa riscontrati in relazione alla significatività del campionamento (valutata soprattutto in base al quantitativo di sedimento che è stato possibile campionare), si nota una relazione direttamente proporzionale tra questi due parametri (Fig. 8). Comunque anche con prelievi di intensità adeguata (sufficiente o rilevante), sarebbe necessario campionare diversi siti della sorgente per avere un quadro più o meno completo della biocenosi; campionando un solo sito, anche il più interno, le probabilità di catturare organismi stigobi non sono molto alte, rispetto ad un campionamento replicato su tutti i siti accessibili.

Anche i casi di assenza di fauna sono in relazione allo sforzo di campionamento e diminuiscono in modo inversamente proporzionale all'aumentare dell'intensità di raccolta (Fig. 9). Questo dipende ovviamente dal fatto che molti taxa compaiono raramente o con bassa frequenza, e quindi sono reperibili solo con uno sforzo di campionamento adeguato. Quindi, dopo un'attenta verifica del numero di taxa trovati in relazione all'intensità di campionamento, si è deciso di basare le analisi influenzate da questo aspetto, sui soli campioni ottenuti con uno sforzo di campionamento almeno sufficiente.

Analisi del macrobenthos: verifica dell'interferenza dei parametri geografici, litologici, idrologici delle acque e dei diversi siti di campionamento

Dato che molte entità di acque sotterranee presentano endemismi a distribuzione molto ristretta (Deharveng *et al.*, 2009), è stato necessario testare le possibili differenze del popolamento, a livello regionale, su un transetto ovest-est (bacini adiacenti sullo stesso versante) e nord-sud (bacini adiacenti ma sui versanti opposti padano e tirrenico). Questo anche se l'area oggetto di indagine è di estensione limitata e occupa, ad eccezione di pochi siti nella provincia stigofaunistica alpina occidentale, solo il

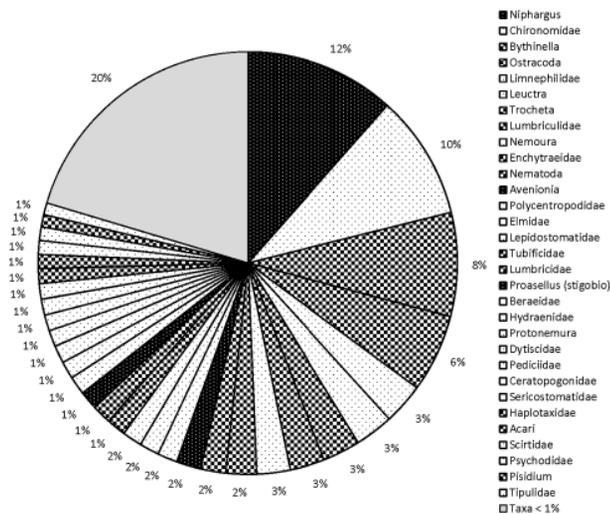


Fig. 7. Percentuale dei taxa sul totale dei campionamenti, in ordine decrescente. Taxa di origine sotterranea (trama scura), indifferenti o crenobi (trama a scacchiera), di acque superficiali (trama chiara) e altri taxa più rari, in percentuale inferiore all'1% (in grigio chiaro), che rappresentano, complessivamente, il 20% del totale.

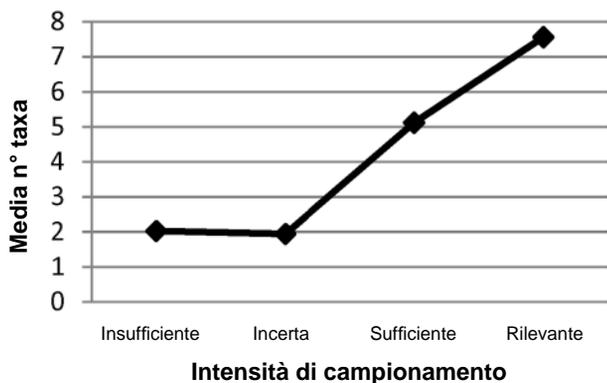


Fig. 8. Numero medio di taxa campionati al variare dell'intensità di campionamento; sono esclusi i campionamenti privi di fauna.

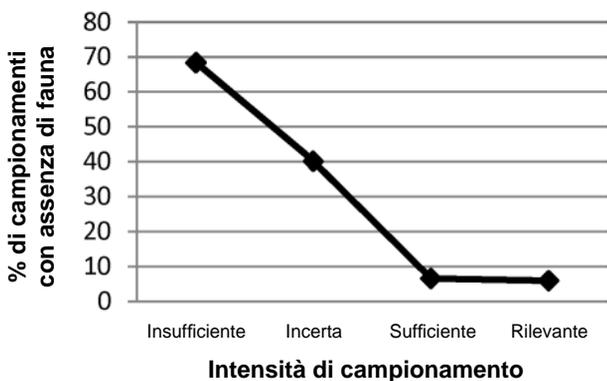


Fig. 9. Percentuale di campionamenti privi di fauna al variare dell'intensità di campionamento.

settore NE della provincia stigofaunistica appenninica (Galassi *et al.*, 2008). I bacini sono stati quindi raggruppati in unità superiori in base alle affinità riscontrate, con particolare riguardo alla fauna stigobionte. L'analisi della somma del valore della differenza tra la frequenza in percentuale nei diversi gruppi di bacini rapportata a un singolo taxa (somma del valore assoluto del logaritmo del rapporto tra la % di presenza nei gruppi / n° taxa; range 0-13 ca.), evidenzia come le differenze biogeografiche siano assai rilevanti, alla pari o superiori rispetto ad altri fattori (Tab. VI; Fig. 10). I valori riportati sono solo indicativi in quanto il valore tende ad aumentare nelle classi dove il numero di dati è più basso ma per verificare se queste differenze fossero significative è stato applicato il test di Kolmogorov-Smirnov, che si basa sulla massima differenza in valore assoluto tra le funzioni di distribuzione cumulative osservate per i due campioni messi a confronto.

Le differenze faunistiche tra i diversi bacini sono notevoli, anche per fenomeni di vicarianza tra i diversi taxa (Bodon *et al.*, 2017). Oltre alle diversità sui taxa stigobi, si osservano sensibili differenze nelle percentuali di presenza di alcuni taxa ubiquisti e di acque superficiali, come i Plecotteri, che compaiono più frequentemente nei bacini padani. Anche se in diverse aree la presenza di taxa crenobi o stigobi è coperta dalla vicarianza di alcune entità, vi sono zone dove mancano taxa con le stesse caratteristiche ecologiche: ad esempio la presenza di molluschi crenobi è rappresentata da due taxa nelle aree alpine di ponente (*Bythinella* e *Graziana*), due taxa nelle aree appenniniche dell'estremo levante (*Bythinella* e *Alzoniella braccoensis* Bodon e Cianfanelli, 2004), mentre nelle restanti aree appenniniche della Liguria si ha la presenza di un solo taxon (*Bythinella*).

Le sorgenti in esame sgorgano prevalentemente da rocce sedimentarie o metamorfiche, permeabili per fratturazione; in minor numero da rocce calcaree, permeabili per carsismo, mentre le emergenze in terreni permeabili per porosità sono quasi tutte in detrito di versante e localizzate soprattutto nelle aree glacializzate. Tra i litotipi prevalenti, sede degli acquiferi, sono da annoverare i flysh calcareo-marnosi, diffusi soprattutto a levante di Genova, le serpentiniti, spesso associate ai micascisti, presenti in particolare nella Riviera di Ponente tra Savona e Genova, le formazioni argilloscistose, molto diffuse nella Liguria orientale, mentre nello Spezzino sono comuni le rocce arenacee (Fig. 11). La litologia, ricavata dalla Carta Geologica d'Italia in scala 1:100.000 e, dove disponibili, dai fogli in scala 1:50.000, è poco dettagliata e, quindi, il chimismo delle acque può essere molto diversificato laddove diverse formazioni geologiche vengono a contatto. In linea di massima, secondo la classificazione in base ai diagrammi triangolari (Bianucci e Ribaldone Bianucci, 1985), il chimismo delle sorgenti è prevalentemente di

tipo carbonato-calcico (86%), e solo secondariamente carbonato-magnesiaco (7%) e carbonato-misto (5%) (Fig. 12); in quasi tutti i litotipi prevalgono acque di tipo carbonato-calcico, mentre solo nelle serpentiniti sono dominanti le acque di tipo carbonato-magnesiaco (Fig. 13). Nonostante la presenza di rocce serpentinitiche, evidenziabile dal rapporto Ca/Mg, influisce significativamente sulla biocenosi (Tab. VI), negli altri casi la litologia complessivamente non sembra giocare un ruolo rilevante.

In relazione alla diversa tipologia dell'acquifero

(carsico, fratturato, poroso) il macrobenthos campionato mostra differenze significative (Tab. VI). In particolare alcuni organismi stigobi, come i *Proasellus* di acque sotterranee o i gasteropodi del genere *Avenionia*, si riscontrano prevalentemente in acquiferi carsici; al contrario i crostacei del genere *Niphargus*, sono indifferenti rispetto al tipo di acquifero. Complessivamente le differenze per tipologia dell'acquifero sono più marcate tra il carsico e le altre tipologie che tra il fratturato e il poroso (rappresentato per la quasi totalità da detrito di falda).

Tab. VI. Valori minimi e massimi della differenza, ricavata dalla percentuale di frequenza degli organismi e mediata per taxon, tra le diverse classi considerate sui parametri ambientali quantificabili e non quantificabili e sugli indicatori. L'ultima colonna indica il livello di significatività tra le classi di differenza massima, calcolato tramite il test di Kolmogorov-Smirnov (livelli significativi in grassetto).

PARAMETRI AMBIENTALI	N° classi considerate	Min	Max	Classi di differenza max	Significatività
Bacini adiacenti padani (Ponente-Levante)	4	0,79	2,78	Bac. Ponente - Bac. Scrivia	p value < 0,01
Bacini adiacenti tirrenici (Ponente-Levante)	7	1,47	5,34	Bac. Ponente alpino - Bac. Ponente	p value < 0,05
Bacini corrispondenti Padani-Tirrenici	6	0,77	2,28	Bac. Padani e Tirrenici di ponente	p value < 0,05
Acquifero: carsico, fratturato, poroso	3	0,50	1,17	Carsico - fratturato	p value < 0,05
Tipologia sorgente: reocrena, eleocrena, assenza esterno	3	0,80	2,60	Assenza ambiente esterno - eleocrena	p value < 0,01
Portata	3	0,55	0,80	Tra classi estreme	p value = 0,19
Velocità corrente	3	0,43	0,76	Tra classi estreme	p value = 0,90
Quota	3	0,51	1,11	Tra classi estreme	p value < 0,05
Temperatura	3	0,77	1,26	Tra classi estreme	p value < 0,01
pH	3	0,50	0,80	Tra classi estreme	p value = 0,66
Rapporto Ca/Mg	3	0,49	1,57	Tra le serpentiniti e le litologie carbonatiche	p value < 0,05
Nitrati	3	0,48	1,69	Tra classi estreme	p value < 0,05
Frazione organica	3	0,61	1,75	Tra classi estreme	p value < 0,01
Sito campionato: SC, SV, VA, VS, PA, SE	6	0,77	3,34	Tra scaturigine con vasca e permeazioni adiacenti	p value < 0,01
INDICATORI	N° classi considerate	Min	Max	Classe di differenza max	
Inquinamento fisico-chimico	5	-	0,77	Tra le prime 2 classi	p value = 0,72
Inquinamento batteriologico	5	0,57	0,82	Tra classi estreme	p value < 0,05
Inquinamento pressioni	5	0,86	1,84	Tra classi estreme	p value < 0,01
Origine acque	5	0,96	4,04	Tra acque miste e rivi	p value < 0,01
Vulnerabilità	5	0,47	0,87	Tra classi estreme	p value < 0,05
Violabilità	5	0,72	1,30	Tra classi estreme	p value < 0,01

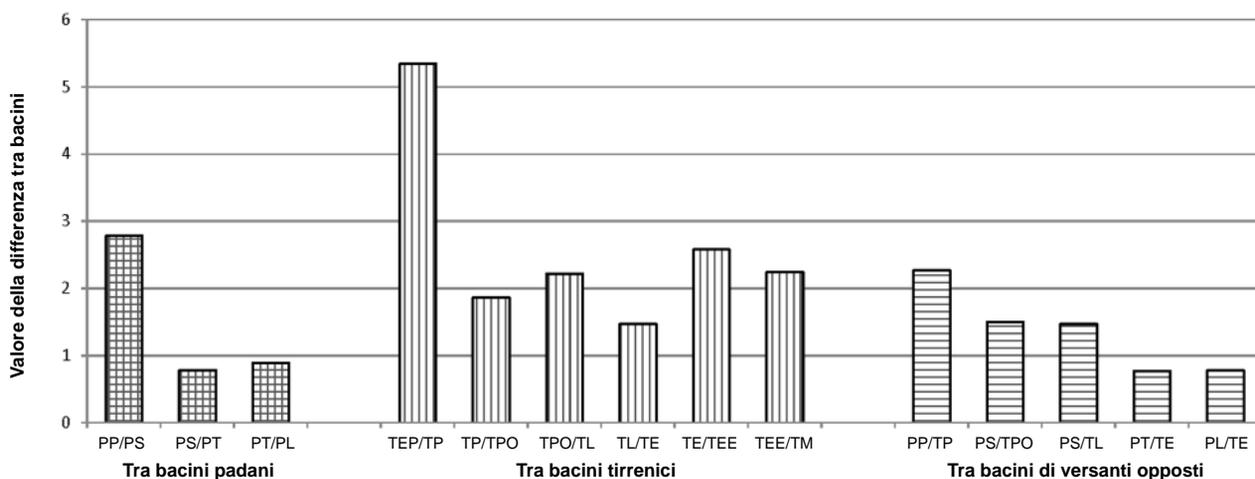


Fig. 10. Valore della differenza, ricavata dalla percentuale di frequenza degli organismi e mediata per taxon, tra i diversi gruppi di bacini adiacenti per i versanti padani, tirrenici e versanti opposti (padani e tirrenici).

In base alla tipologia della sorgente e alla presenza o meno di un ambiente acquatico esterno, i dati rivelano una differenza particolarmente significativa (Bodon *et al.*, 2017; Tab. VI). È noto come la fauna delle sorgenti sia più condizionata dalla tipologia della sorgente e dall'altitudine, piuttosto che dalle caratteristiche fisico-chimiche delle acque (Maiolini *et al.*, 2011). Ad esempio Lindegaard *et al.* (1998) evidenziano delle differenze significative nella comunità in base alla presenza/assenza di un ruscello sorgivo. La presenza di uno scorrimento esterno favorisce l'insediamento di organismi superficiali (insetti), mentre l'assenza porta ad una maggiore frequenza di taxa stigobi (*Avenionia*, *Proasellus* stigobionte), probabilmente per competizione.

La portata media delle sorgenti esaminate è relativamente bassa, dato che sono alimentate prevalentemente

da acquiferi fratturati e isolati tra loro; predominano gli ordini di grandezza 5°, 6° e 7° della scala di Meinzer (1923) (Fig. 14). Dall'analisi di questo fattore, sebbene limitata ad un numero di campionamenti inferiore rispetto a quelli disponibili, in quanto non è stato sempre possibile rilevare la portata, si è evidenziata una debole correlazione tra la portata e il numero complessivo di taxa e una scarsa influenza di questo fattore nel condizionare il popolamento (Tab. VI).

I diversi siti campionati mostrano una differenza nel popolamento piuttosto alta, soprattutto tra i siti interni alla sorgente e i siti esterni, e tra quelli più lenticivi (vasche) e quelli più lotici (Tab. VI). In particolare le differenze più rilevanti si notano tra le permeazioni adiacenti, ambiente esterno reoceno, dove prevalgono gli insetti, e la scaturigine interna con la prima vasca di

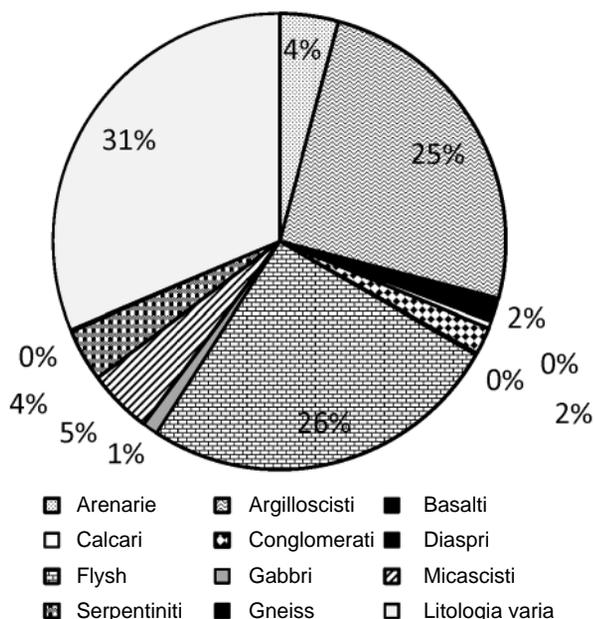


Fig. 11. Ripartizione delle stazioni campionate in base alla litologia; nella litologia varia sono comprese le scaturigini che sgorgano a contatto o in prossimità di due o più differenti formazioni geologiche.

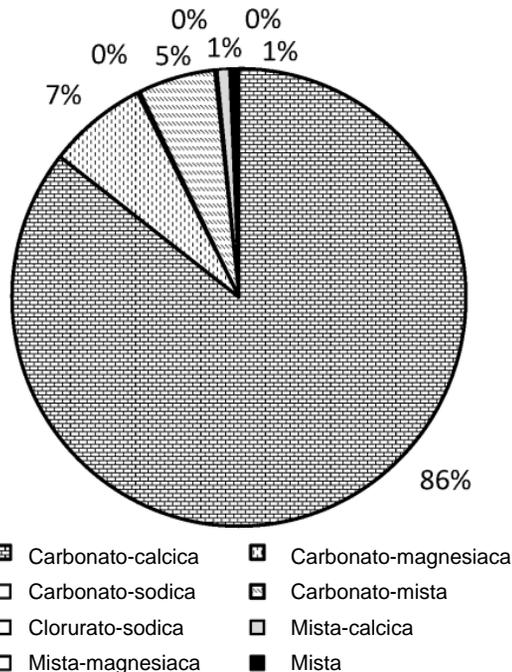


Fig. 12. Ripartizione delle stazioni campionate in base al chimismo delle acque.

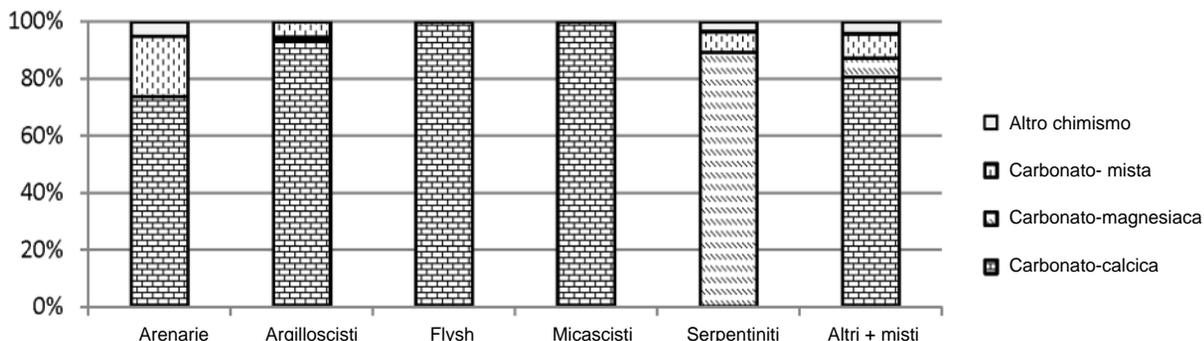


Fig. 13. Relazione tra le litologie principali e i tipi dominanti di chimismo delle acque per le stazioni campionate.

raccolta, ambiente lentico, dove la comunità è costituita soprattutto da oligocheti e molluschi.

Altri parametri che possono avere un'influenza sulla componente biologica, come ad esempio il tipo di substrato e la granulometria, non sembrano giocare un ruolo significativo, ma sono difficilmente valutabili data la loro eterogeneità. Anche per la presenza di anaerobiosi non è stata possibile un'analisi precisa, perché tale condizione è stata rilevata solo eccezionalmente.

In definitiva, mentre i parametri geografici, morfologici e litologici sono difficilmente quantificabili ma condizionano altri parametri determinabili quantitativamente, come quelli fisico-chimici, e quindi sono analizzabili, quelli che caratterizzano i siti di campionamento non sono ben quantificabili, anche se influiscono anch'essi nel condizionare il popolamento. Soprattutto i siti esterni alla captazione presentano un popolamento molto variabile e poco correlabile con i parametri tipici dell'opera di presa e, di conseguenza, sono stati esclusi dall'analisi successiva.

Analisi del macrobenthos: fattori quantificabili valutati tramite approccio multifattoriale

La disposizione dei taxa sul piano cartesiano dell'analisi CCA tra i taxa della comunità macrobentonica e i principali parametri fisico-chimici, inclusi i punteggi di impatto ambientale, non mostra netti raggruppamenti correlabili con le variabili ambientali, ma una forte concentrazione verso il centro del grafico, con pochi taxa localizzati nei settori periferici (come in Bodon *et al.*, 2017). Molti taxa risultano quindi di poco significato come indicatori, ma non mancano elementi di una certa importanza, in questa elaborazione, anche tra i taxa meno frequenti (Fig. 15).

I risultati ricalcano quanto già evidenziato in Bodon *et al.*, 2017 (varianza totale 25% sul primo asse, 41% sui primi due assi, 52% sui primi tre assi), ma con ulteriori indicazioni. Il primo asse è correlato positivamente con

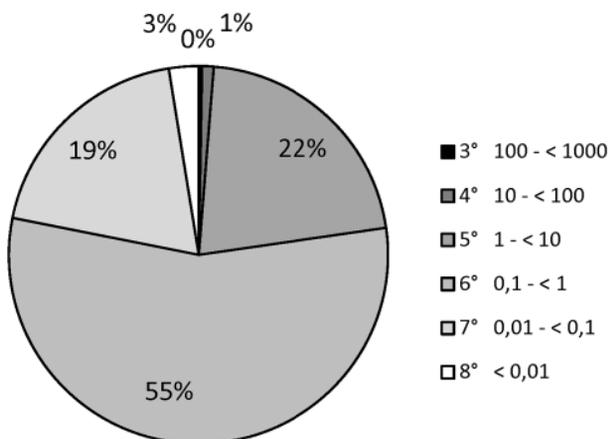


Fig. 14. Ripartizione delle sorgenti campionate in base alle classi di Meinzer (1923), stabilite sulla portata media (in L/s).

la temperatura dell'acqua e negativamente con la quota e il punteggio di violabilità. Per quanto riguarda la quota, l'altitudine delle sorgenti liguri è per lo più modesta; gli ambienti campionati non superano generalmente i 1400 m, con una media sui 650 m; alcuni bacini padani hanno comunque quote medie più elevate, 900 ca. per il bacino del Trebbia e 1000 ca. per quello dell'Aveto; in quest'ultimo, alle quote più elevate, vi sono aree che sono state glacializzate nel Quaternario; altrove questo fenomeno è stato ininfluenza. Le temperature medie oscillano intorno a 12,5 °C alle quote inferiori a 500 m, 10,5 °C alle quote intermedie e 8,5 °C alle quote superiori a 1000 m, con una variazione di ca. 1,5 °C durante l'arco dell'anno. L'aumento della violabilità (punteggio di violabilità) con la quota probabilmente dipende dalla rarefazione degli organismi stigobionti e dalla maggiore colonizzazione da parte degli insetti alle quote superiori; molti insetti, soprattutto quelli allo stato larvale, sono maggiormente rappresentati in sorgenti montane, dove le temperature risultano più basse, mentre a quote inferiori sono più frequenti organismi stigobi o crenobi, quali *Proasellus*, *Alzoniella*, *Avenionia*. Quanto evidenziato concorda con le osservazioni di Glazier (2009), che rileva come gli invertebrati non rappresentati dagli insetti siano dominanti a bassa quota, mentre gli insetti predominano a quote più elevate. D'altronde è ben noto che la fauna stigobia è scarsa in aree glacializzate e molti siti sono privi di stigobi o sono più rari, per cui è necessario uno sforzo di campionamento più alto per reperirli (Martin *et al.*, 2009). Quota, temperatura e violabilità sembrano quindi i fattori che condizionano maggiormente la comunità. Questo risultato concorda in parte con quanto rilevato da Sambugar *et al.* (2006) in Alto Adige: forte differenza come composizione faunistica tra sorgenti captate e non captate (le scaturigini captate albergano una fauna più povera, proveniente soprattutto dall'ambiente sotterraneo), descritta qui in maggiore dettaglio attraverso il punteggio di violabilità, mentre minore influenza è stata rilevata per quota e temperatura rispetto ad altri parametri chimici, probabilmente perché le sorgenti studiate in tale territorio presentano un chimismo più diversificato. In Liguria, tra gli organismi indicatori associati a una bassa violabilità si evidenziano i molluschi *Avenionia* e i crostacei del genere *Proasellus*, rappresentati da specie stigobie, mentre a una alta violabilità sono correlati diversi insetti, quali Tricotteri Limnephilidae, Plecotteri (generi *Leuctra*, *Nemoura*, *Protonemura*) e Irudinei del genere *Trocheta*.

Il secondo asse è correlato positivamente con la velocità della corrente e negativamente con la frazione organica e la carica batterica; anche questi fattori agiscono simultaneamente e in contrapposizione, in quanto i manufatti che rallentano la corrente provocano un maggior deposito della frazione organica e quindi un più alto tenore batterico. La sostanza organica è uno dei

parametri principali utile per caratterizzare l'acquifero e rilevare eventuali alterazioni secondo Schmidt e Hahn (2012). Gli organismi indicatori associati a una frazione organica più elevata sono alcuni Ditteri e Oligocheiti.

Infine il terzo asse è correlato positivamente con il punteggio di origine delle acque (da sorgiva a superficiale) e negativamente con alcuni parametri chimici, quali calcio e conducibilità. Questo risultato potrebbe essere in relazione con la più bassa mineralizzazione delle acque sorgive rispetto a quelle superficiali. La conducibilità e il calcio influenzano la presenza di alcuni taxa, legati ad acque maggiormente mineralizzate; anche il rapporto Ca/Mg, sebbene sia un fattore di minore rilievo, segue lo stesso andamento e condiziona la frequenza di alcuni organismi. Questo rapporto rispecchia la situazione litologica dove prevalgono i substrati ofiolitici (rapporto < 2), quelli misti (rapporto 2-10) o calcarei (rapporto > 10). In particolare si evidenziano due gruppi: serpentiniti con acque di tipo prevalente carbonato-magnesiaca e tutte le altre litologie (arenarie, argilloscisti, flysh, micascisti, etc.) dove prevale nettamente il chimismo carbonato-calcico. La presenza delle serpentiniti, quasi esclusivamente limitate al ponente ligure, è anche in relazione con le differenze evidenziate per gruppi di bacini lungo il transetto ponente-levante; infatti alcuni organismi, come molluschi e crostacei, vincolati ad acque calcaree, sono scarsamente rappresentati nel ponente ligure. D'altronde è noto che in sorgenti calcaree gli organismi non rappresentati da insetti sono in percentuale maggiore (Glazier, 2009). Gli organismi di

maggior peso indicatori associati all'influenza di acque superficiali sono i Nematodi, tricoteri Odontoceridae e Plecotteri (generi *Leuctra* e *Nemoura*), mentre per acque sotterranee non compaiono organismi con un forte valore indicatore.

Gli altri parametri presi in considerazione per la CCA (pH, Nitrati, classificazione chimica o in base alle pressioni, punteggio di vulnerabilità) non evidenziano correlazioni di un certo significato.

Altre elaborazioni sui parametri fisico-chimici (anioni e cationi, metalli) sono risultate poco significative, dato il range limitato di questi elementi nelle acque sorgive o lo scarso numero di analisi effettuate.

Analisi della tanatocenosi: fattori quantificabili valutati tramite approccio multifattoriale

Dall'analisi tra le componenti biotiche (resti) della tanatocenosi e i principali parametri fisico-chimici, inclusi i valori di impatto ambientale e i punteggi degli indicatori basati sui fattori abiotici, effettuata tramite CCA, risulta che più della metà della varianza totale è spiegata dai primi tre assi (39% sul primo asse, 59% sui primi due assi, 70% sui primi tre assi). La disposizione delle componenti biotiche sul piano cartesiano non mostra netti raggruppamenti correlabili con le variabili ambientali, ma una concentrazione verso il centro del grafico, con poche componenti localizzate nei settori periferici (Fig. 16). Molte componenti risultano quindi poco significative come indicatori, anche se non mancano elementi di una certa importanza.

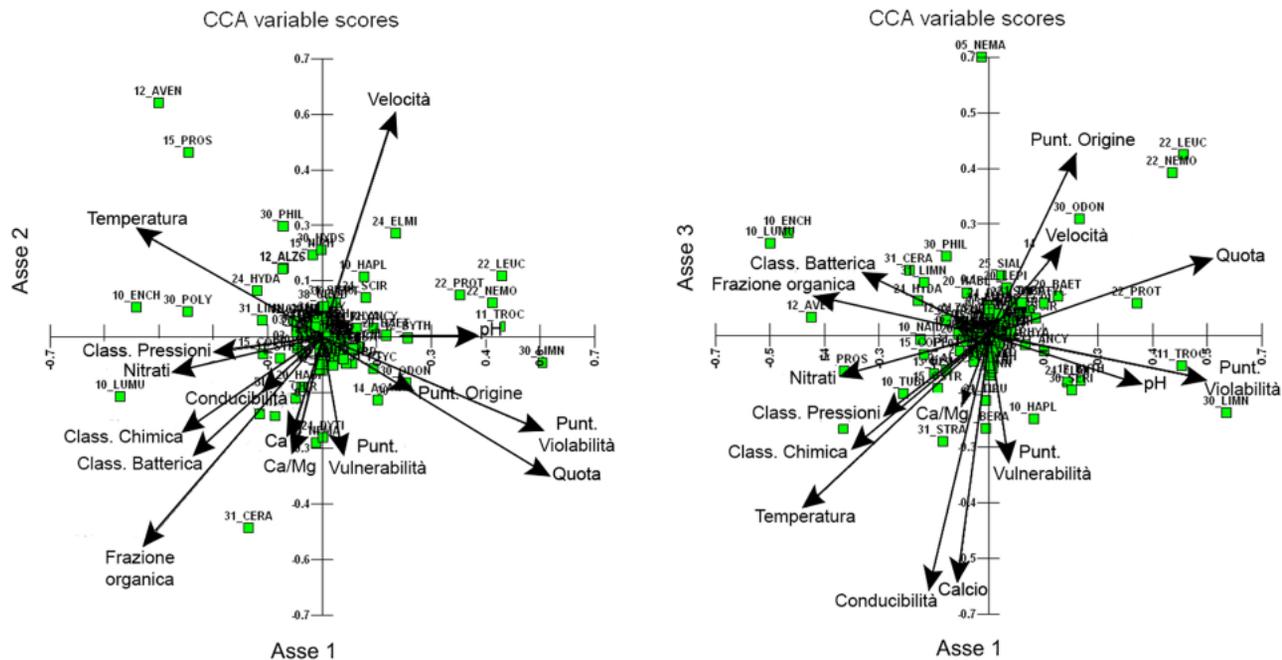


Fig. 15. Analisi della comunità macrobentonica con i principali fattori considerati tramite CCA; rappresentazione sul primo e secondo asse (a sinistra) e sul primo e terzo asse (a destra).

Il primo asse è correlato positivamente con la concentrazione di calcio, la conducibilità e il punteggio di vulnerabilità dell'acquifero. L'aumento della vulnerabilità in relazione al chimismo delle acque è abbastanza ovvio, in quanto sono proprio i litotipi carbonatici quelli che presentano acquiferi carsici, più vulnerabili. I resti che indicano una più alta vulnerabilità sono i gusci di ostracodi e i nicchi di alcuni molluschi endogei (*Argna* e *Vitrea* ipogea), associati soprattutto alla litologia calcarea; anche i foderi dei Beraeidae sono indicatori di una elevata vulnerabilità in quanto anch'essi sono associati ai litotipi fratturati, soprattutto carsici, e potrebbero indicare una provenienza esterna attraverso i reticoli idrici. Viceversa tra i resti associati ad una bassa vulnerabilità si nota il detrito carbonizzato, segno di un apporto organico antico, e i foderi di alcuni Tricotteri, probabilmente perché privi di matrice calcarea e quindi a lunga conservazione anche in acque a bassa durezza rispetto ad altri resti. L'indicatore biologico relativo alla vulnerabilità sembra quindi condizionato fortemente dalla litologia.

Il secondo asse è correlato positivamente con il punteggio di violabilità e, parallelamente con il punteggio di origine delle acque; anche la quota ha una certa influenza e, in senso opposto, la temperatura. Questo risultato è analogo a quello ottenuto per la comunità macrobentonica, però il punteggio di violabilità assume un'importanza un poco inferiore (secondo asse anziché primo asse) e risulta di maggiore importanza rispetto al punteggio di origine. I resti associati a un'alta violabilità

(e ad un'origine delle acque più superficiale) sono i foderi di insetti, indicatori tipicamente di acque superficiali, come Tricotteri Limnephilidae e Ditteri Chironomidae; mentre ad una bassa violabilità (e origine prettamente sorgiva) si associano il detrito di radici, proveniente dal terreno e quindi non direttamente dall'esterno, e i nicchi di *Avenionia*, gasteropode di acque sotterranee.

Infine il terzo asse mostra una certa correlazione positiva con la frazione organica e, più debolmente, con la classificazione chimica; negativa con la temperatura, mentre con gli indicatori non compare alcuna correlazione.

Riguardo l'analisi dei fattori non quantificabili, dato che la tanatocenosi comprende generalmente categorie più ampie rispetto ai taxa macrobentonici, l'aspetto biogeografico non dovrebbe incidere sensibilmente sulle elaborazioni. La presenza di litotipi calcarei, invece, condiziona la conservazione di alcuni resti a matrice carbonatica, quali nicchi di molluschi; comunque il rilievo di questo aspetto è legato alla concentrazione di calcio e alla conducibilità, parametri già considerati nell'elaborazione dei dati quantitativi.

Inoltre anche i diversi siti di campionamento possono influenzare gli aspetti quantitativi del deposito organico; infatti vasche o siti di raccolta con acque più lente favoriscono l'accumulo di resti e funzionano da trappole per gli organismi che frequentano l'interno delle captazioni. Esiste infatti una certa correlazione tra il sito e la velocità della corrente, e quindi le differenze tra i siti sono già state considerate nel parametro velocità.

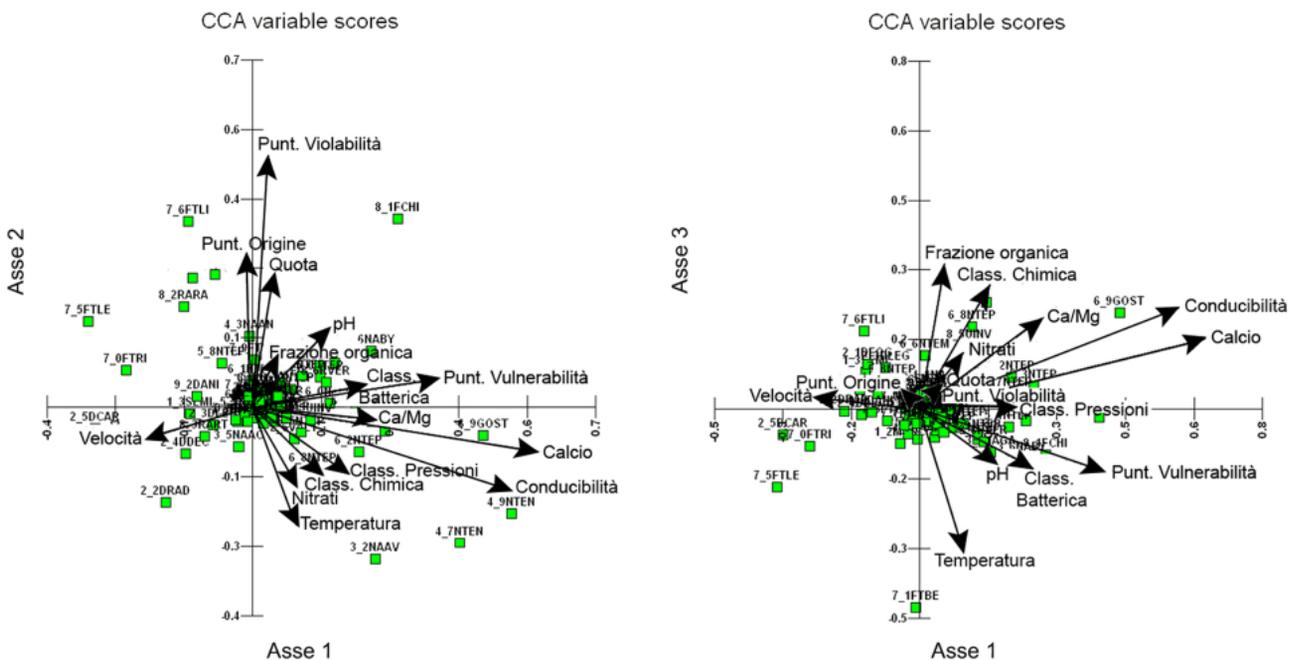


Fig. 16. Analisi della tanatocenosi con i principali fattori considerati tramite CCA; rappresentazione sul primo e secondo asse (a sinistra) e sul primo e terzo asse (a destra).

Analisi del macrobenthos: elaborazione di indici per la valutazione dell'origine e violabilità delle acque

Attraverso l'analisi CCA (Fig. 15) si nota come la biocenosi mostri una certa correlazione con il grado di compromissione o inquinamento delle acque, rilevato tramite la classificazione batteriologica (varianza totale -0,320 sul primo asse della CCA), che risulta la classificazione più sensibile a bassi livelli di impatti (ma anche le classificazioni sullo stato chimico, sul livello di nitrati e sul punteggio delle pressioni mostrano un andamento analogo). Malgrado ciò, l'utilizzo del macrobenthos quale indicatore di compromissione attualmente non è proponibile. Infatti, da un'analisi di dettaglio si nota che solo alcuni organismi tipici di acque superficiali, insetti e in particolare Plecotteri, sono sensibili ai livelli di compromissione molto deboli come quelli rilevati nelle sorgenti analizzate, mentre gli organismi tipicamente sorgivi o ipogei (*Niphargus*, *Avenionia*, *Proasellus* stigobionte) non si sono rivelati buoni indicatori. Chiaramente è verosimile che questo approccio possa dare buoni risultati in presenza di livelli di compromissione sensibili o forti, dato che anche i taxa di sorgente possiedono una buona sensibilità alle alterazioni ambientali (Di Sabatino *et al.*, 1997; Pezzoli e Cantonati, 1998; Korbel e Hose, 2011; Di Sabatino *et al.*, 2009; Galassi *et al.*, 2009a), ma non è stato possibile verificare ciò in mancanza di un set di dati adeguato.

Per l'origine delle acque il valore indicatore della biocenosi è scontato, ma la correlazione tra gli organismi e le diverse tipologie di origine non è molto accentuata (varianza totale 0,453 solo sul terzo asse della CCA). Questo risultato dipende dal fatto che sono disponibili solo pochi campionamenti con valori elevati di punteggio di origine (acque superficiali), in quanto i rivi campionati sono stati in gran parte esclusi per mancanza di analisi fisico-chimiche e batteriologiche. La bassa correlazione dipende anche dal fatto che le diverse classi considerate presentano molte incertezze nell'attribuzione della tipologia di origine. Infatti, uno dei fattori preso in esame, la distanza da rivi attivi, permette di attribuire solo ipoteticamente la possibilità di una commistione tra acque sotterranee e quelle superficiali, dato che mancano verifiche sperimentali sull'effettiva origine della falda, ottenibili solo con lunghe ricerche sull'andamento delle portate o mediante prove con marcatori. Quindi solo la prima classe (sorgenti distanti da rivi attivi) può essere ritenuta, con ragionevole certezza, di origine propriamente sorgiva, le due classi successive (sorgenti situate in prossimità dell'alveo di rivi attivi o nell'alveo) sono state accorpate in una classe unica (in quanto i risultati non si discostano tra loro), che rappresenta acque probabilmente sorgive. Le ultime due classi, la classe quarta, che include acque miste (sorgenti insieme a piccoli ruscelli) e la quinta, che comprende i rivi, sono ben identificabili dal solo esame ispettivo. Infatti una netta

differenza del popolamento si verifica nei rivi rispetto alle prime classi rappresentate da acque sorgive. L'indice macrobentonico di origine delle acque comunque mostra una correlazione significativa con il punteggio di origine (coefficiente di correlazione di Pearson $R = 0,38$, $p < 0,01$) ma la variabilità dell'indice è tale per cui il suo valore non permette, nella maggior parte dei casi, di assegnare univocamente la classe di origine (Fig. 17; Tab. VII). Questo ad eccezione dei valori molto bassi ($< -0,13$) che denotano acque sicuramente sorgive, mentre valori alti ($> 0,08$) indicano acque sicuramente miste o superficiali, come piccoli rivi; quest'ultima condizione presenta un range di valori (al 90 %) quasi del tutto separato da quello che denota acque sorgive. Tra gli organismi con migliore valore indicatore si notano diversi taxa tipici di acque sorgive e sotterranee, quali Molluschi (*Avenionia*, *Alzoniella* crenobionte), crostacei (*Proasellus* stigobionte), Oligocheti (Haplotoxidae) ma anche qualche Tricottero (Polycentropodidae), mentre gli indicatori di acque superficiali annoverano soprattutto insetti quali Efemerotteri (*Baetis*, *Ecdyonurus*), Coleotteri (Dytiscidae), Ditteri (Limoniidae, Dixidae, Ptychopteridae).

Per la vulnerabilità della falda nell'ultimo tratto di scorrimento il valore indicatore della biocenosi è irrilevante (la varianza totale raggiunge -0,310 ma solo sul terzo asse della CCA; Fig. 15). Questo risultato è ovvio, in quanto gli organismi che potrebbero indicare presenza di acque di falda sono gli organismi stigobi, ma questi colonizzano più frequentemente acque carsiche, che presentano maggiore vulnerabilità rispetto ad acquiferi che scorrono in terreni permeabili per porosità.

Sulla violabilità (grado di isolamento da parte del manufatto) il valore indicatore della biocenosi è buono (varianza totale -0,546 sul primo asse della CCA; Fig. 15). L'indice di violabilità del macrobenthos mostra una correlazione significativa con il punteggio di violabilità (coefficiente di correlazione di Pearson $R = 0,49$, $p < 0,01$) anche se, analogamente all'indice di origine, si ha un'ampia variabilità per cui molti valori che ricadono all'interno del range non consentono di assegnare univocamente la classe di violabilità (Fig. 18; Tab. VIII). L'andamento dei valori mediani nelle diverse classi però segue esattamente un algoritmo crescente con il punteggio di violabilità. Tra i migliori indicatori di bassa violabilità si annoverano alcuni taxa già risultati buoni indicatori di acque sorgive e sotterranee, quali Molluschi (*Avenionia*) e Tricotteri (Polycentropodidae), mentre tra gli indicatori di acque soggette a forte violabilità si elencano taxa tipici di acque superficiali, quali Efemerotteri (*Baetis*) e Plecotteri (*Protonemura*). Sia per l'origine che per la violabilità, gli organismi indicatori di origine superficiale o di minore protezione sono in numero superiore a quelli che vivono in ambienti sotterranei protetti, in quanto la diversità aumenta dalle

acque sotterranee alle acque superficiali (Glazier, 2009).

In definitiva si conferma come la comunità macrobentonica di sorgente sia condizionata prevalentemente da fattori geografici, biogeografici, ambientali e di habitat, mentre le variabili chimiche hanno minore influenza (Di Sabatino *et al.*, 2009; Dole-Oliver *et al.*, 2009; Galassi *et al.*, 2009b).

Analisi del macrobenthos: verifica e confronto con altri approcci valutativi

In letteratura sono stati sviluppati altri approcci, mediante categorie di livello superiore alle unità sistematiche qui considerate, che teoricamente potrebbero dare informazioni utili allo scopo del presente lavoro.

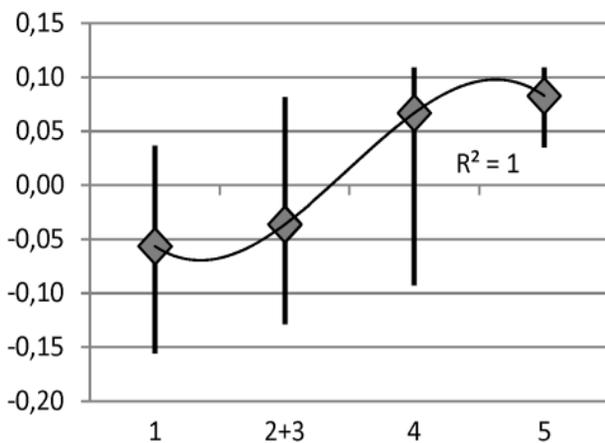


Fig. 17. Valore mediano, 5° e 95° percentile della distribuzione dei valori dell'indice di origine del macrobenthos nelle rispettive classi di origine (1, sorgenti distanti da rivi attivi; 2+3, sorgenti nell'alveo o prossime all'alveo di rivi attivi; 4, sorgenti captate insieme a rivi; 5, rivi).

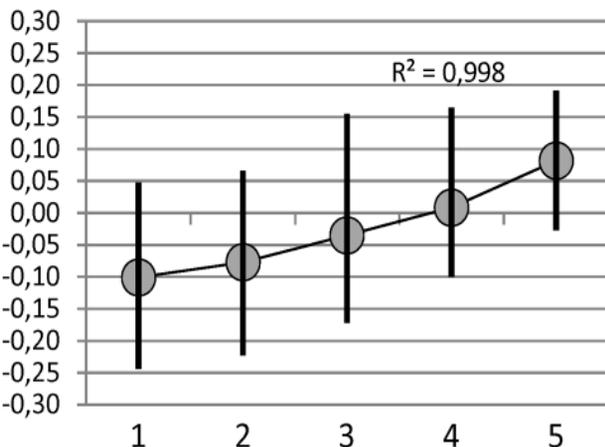


Fig. 18. Valore mediano, 5° e 95° percentile della distribuzione dei valori dell'indice di violabilità del macrobenthos nelle rispettive classi di violabilità (da 1, non violabile, a 5, estremamente violabile).

Gli indici di diversità sono sovente utilizzati per valutare vari aspetti della comunità; in ambito sorgivo la diversità dovrebbe aumentare dalle acque sotterranee alle acque superficiali (Glazier, 2009). Applicando l'indice di diversità di Simpson in relazione al punteggio di origine non si nota una correlazione significativa ($R^2 = 0,0021$), anche se l'indice tende a diminuire leggermente (quindi verso una maggiore biodiversità) passando dalle acque propriamente sotterranee a quelle superficiali.

Alcuni autori hanno constatato che la captazione provoca un sensibile calo nel numero di taxa e nella densità dello zoobenthos (Sambugar *et al.*, 2006; Cantonati *et al.*, 2012); una verifica sulla relazione tra il numero di taxa e l'indice o il punteggio di violabilità (indicativo del gradiente tra sorgenti captate e non captate) non conferma un andamento pienamente significativo, anche se mediamente il numero di taxa subisce un incremento da ca. 5 nelle scaturigini captate a 8 in quelle non captate. Invece per la densità non si evidenzia nessuna correlazione ma una forte variabilità nelle diverse condizioni.

Il diverso rapporto numerico tra insetti e non insetti è stato focalizzato da diversi autori per distinguere le biocenosi sorgive e sotterranee rispetto alle superfi-

Tab. VII. Attribuzione della classe di origine in base al valore dell'indice di origine del macrobenthos e giudizio relativo.

Valore indice origine	Classe ricadente al 90% della distribuzione
< -0,13	1
-0,13 - -0,10	1-3
-0,09 - 0,02	1-4
0,03 - 0,04	1-5
0,05-0,08	2-5
> 0,08	4-5

Classe origine	Giudizio
1	Sorgiva
2-3	Probabilmente sorgiva
4	Mista
5	Superficiale

Tab. VIII. Attribuzione della classe di violabilità in base al valore dell'indice di violabilità del macrobenthos e giudizio relativo.

Valore indice violabilità	Classe ricadente al 90 % della distribuzione
< -0,22	1
-0,22 - -0,16	1-2
-0,17 - -0,11	1-3
-0,10 - -0,04	1-4
-0,03 - 0,05	1-5
0,06 - 0,07	2-5
0,08 - 0,15	3-5
0,16	4-5
> 0,16	5

Classe violabilità	Giudizio
1	Non violabile
2	Appena violabile
3	Moderatamente violabile
4	Molto violabile
5	Estremamente violabile

ciali, a causa di una maggiore consistenza dei non insetti, soprattutto a bassa quota e in litotipi calcarei (Deharveng *et al.*, 2009; Glazier, 2009; Bottazzi *et al.*, 2011). Analizzando i dati riferiti a queste due categorie si è riscontrato un aumento medio, anche se lieve, del numero di insetti all'aumentare della quota, mentre non è stata rilevata alcuna relazione con la presenza di acque più calcaree. Rispetto al punteggio di origine l'andamento segue il trend verso un aumento percentuale (sia del numero che delle classi di frequenza) degli insetti dalle acque sorgive alle acque superficiali, soprattutto sui valori medi, ma la dispersione dei dati è molto ampia.

Von Fumetti e Nagel (2011) hanno analizzato le biocenosi di sorgente attraverso il ruolo trofico degli organismi; mentre gli erbivori sono poco rappresentati negli habitat sorgivi, contrariamente agli habitat rhithrali, i detritivori e i carnivori sono parimenti rappresentati. Inoltre, in relazione alla composizione del substrato, che è a sua volta determinato dalla portata, gli ambienti lentici sarebbero dominati da filtratori, i lotici da raschiatori, mentre gli ambienti intermedi da collettori. Un approccio mediante il ruolo trofico mostra che la proporzione tra il numero di taxa delle tre categorie trofiche varia solo leggermente nelle acque sorgive rispetto alle miste e alle acque superficiali: gli erbivori aumentano dal 4,7 a 6,3 e a 9,3 %. Prendendo in considerazione il grado di violabilità in rapporto al ruolo trofico si è riscontrato che al variare della violabilità varia la proporzione tra il numero di individui (varia soprattutto il rapporto tra erbivori e detritivori e tra erbivori-detritivori e detritivori). Invece un approccio mediante gruppi basati sulla modalità di nutrizione, in relazione alla velocità del flusso nelle diverse sorgenti e siti sorgivi non ha dato evidenza di una variazione tra le percentuali delle diverse categorie, contrariamente ai risultati degli autori sopra citati.

Di Lorenzo *et al.* (2003b) hanno proposto un indice R basato sul rapporto tra numero di esemplari di specie stigossene rispetto ai taxa stigobi e stigofili, per valutare il grado di protezione delle sorgenti carsiche captate, mentre Stoch (2001) ha sviluppato un indice basato sul rapporto in % tra il numero di specie stigobie e il numero di specie totali (stigobie, stigofile e stigossene), per rilevare il livello di compromissione delle acque. Entrambi questi indici sono stati applicati su taxa determinati a livello di specie, in particolare copepodi. Una verifica di tali indici, realizzata attraverso il rapporto tra taxa stigosseni sul totale dei taxa o tra taxa stigobi sul totale dei taxa, secondo le categorie classiche in uso in letteratura scientifica, ha evidenziato una correlazione positiva, anche se debole, con il livello di violabilità. Questo avviene sia con la presenza/assenza che con il punteggio di frequenza dei taxa (range 1-4), mentre non si evidenzia alcuna

correlazione con il numero di esemplari. Comunque la dispersione dei dati è sempre notevole e quindi tali indici avrebbero poca possibilità di applicazione per un giudizio di violabilità della sorgente.

Infine, è noto come la presenza e la diversità della stigofauna sia dipendente da alcuni fattori: paleo-geografici, litologici, geo-idrologici come il tipo di acquifero (biocenosi più ricca in acquiferi carsici), altitudine correlata con la temperatura (biocenosi più ricca a quote basse) (Dole-Oliver *et al.*, 2009; Gibert *et al.*, 2009), e con la dimensione della falda (Bodon e Gaiter, 1989; Gaiter e Feletti, 1999), che può essere valutata attraverso la portata. Anche Webb *et al.* (1998) hanno evidenziato una correlazione tra la dimensione dell'area di alimentazione (che è in relazione con la portata) e la ricchezza in taxa, mentre sulle sorgenti liguri Grazioli (2006) accenna ad una correlazione positiva tra la portata e il numero di taxa stigobi. Con i dati ora disponibili, dato che la maggior parte delle sorgenti esaminate non presenta un ampio range nei valori di portata, sembra che questa sia un fattore poco rilevante, mentre altri fattori incidono maggiormente nel condizionare il numero di taxa e quindi per questo motivo la correlazione tra il numero di taxa e la portata è poco significativa. Ad esempio, il numero complessivo di taxa è meglio correlato con la luminosità e, solo quando la luminosità è assente ed è basso il punteggio di violabilità, diventa più evidente la correlazione tra il numero complessivo di taxa e la portata, segno che nelle sorgenti con più vasta area di alimentazione vi è un maggior numero di taxa stigobi o comunque stigofili. Infatti, considerando il numero di taxa presenti nei campionamenti in relazione alla portata media della sorgente, si nota una leggera tendenza positiva all'aumento del numero di taxa stigobi in relazione alla portata (mediamente da 0,6 per basse portate a 0,9 per le portate più elevate), che non raggiunge però un livello di significatività accettabile. In relazione al tipo di acquifero si constata un leggero incremento del numero medio di taxa stigobi in relazione al carsismo (da 0,77 per acquiferi porosi a 0,80 per quelli fratturati e 0,88 per i carsici), mentre in relazione alla quota si osserva un modesto decremento (da 0,93 per le scaturigini a quota inferiore ai 500 m a 0,68 per quelle superiori a 1000 m).

Analisi della tanatocenosi: elaborazione di indici per la valutazione della vulnerabilità e violabilità delle acque

Per gli aspetti relativi alla compromissione o inquinamento delle acque, rilevato tramite la classificazione chimica, batteriologica e sulle pressioni, l'analisi CCA sulla tanatocenosi ha mostrato una bassa correlazione (solo un poco più alta per la classificazione batteriologica), per cui questa componente non rileva efficace-

mente lo stato di contaminazione che comunque, per il set di dati analizzato, si attesta sempre su livelli molto modesti (Fig. 16).

Per l'origine delle acque il valore indicatore della tanatocenosi è dubbio; anche se la correlazione tra i resti e le diverse tipologie di origine è abbastanza alta (varianza totale 0,467 sul secondo asse della CCA; Fig. 16), è di molto inferiore rispetto alla violabilità, fattore che si allinea quasi perfettamente al secondo asse. Da un'analisi delle componenti, solo i nicchi di *Ancyclus*, gasteropode di acque superficiali, risultano validi indicatori correlati a valori elevati di punteggio di origine (acque superficiali), mentre tra le componenti che dovrebbero indicare un'origine sorgiva figurano nicchi di *Avenionia*, elemento caratteristico di acque sotterranee, ma anche nicchi di molluschi endogeni o terrestri che si rifugiano in ambienti protetti, elementi quindi più significativi in relazione alla violabilità. In base a queste considerazioni non si è ritenuto utile sviluppare un indice per origine delle acque impostato sulla tanatocenosi.

Per la vulnerabilità della falda nell'ultimo tratto di scorrimento il valore indicatore della tanatocenosi sembra buono (varianza totale 0,574 sul primo asse della CCA; Fig. 16), per cui questa componente parrebbe un buon indicatore per rilevare il grado di isolamento della falda. L'indice di vulnerabilità della tanatocenosi mostra una correlazione significativa con il punteggio di vulnerabilità (coefficiente di correlazione di Pearson $R = 0,46$, $p < 0,01$); tuttavia, pure in questo caso, si ha un'ampia variabilità per cui molti valori che ricadono all'interno del range non consentono di assegnare univocamente la classe di vulnerabilità (Fig. 19; Tab. IX). Solo per i valori più alti e più bassi (anche se i valori

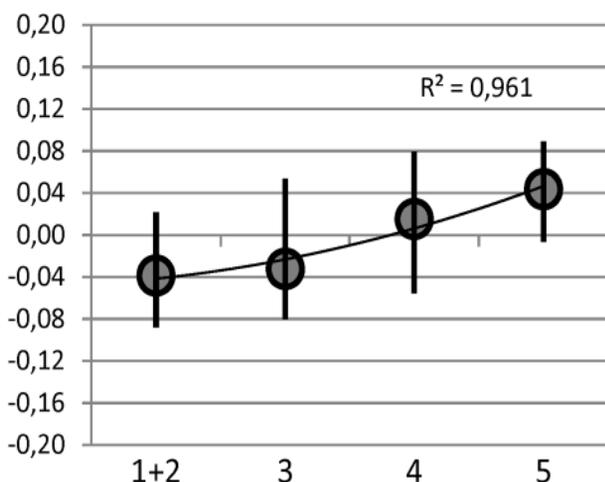


Fig. 19. Valore mediano, 5° e 95° percentile della distribuzione dei valori dell'indice di vulnerabilità della tanatocenosi nelle rispettive classi di vulnerabilità (da 1+2, falda non o poco vulnerabile, a 5, estremamente vulnerabile).

delle due classi più basse non si differenziano tra loro e, pertanto le due classi sono state accorpate in una classe unica) è possibile ottenere un giudizio abbastanza preciso (situazione non o moderatamente vulnerabile e situazione molto o fortemente vulnerabile). Nonostante ciò, l'andamento dei valori mediani nelle diverse classi segue quasi esattamente un algoritmo crescente con il punteggio di vulnerabilità, aumentando decisamente nelle classi di maggiore vulnerabilità. Tra i resti con migliore valore indicatore di una bassa vulnerabilità si annoverano i nicchi di alcuni molluschi terrestri (*Discus*) e i foderi di tricoteri Lepidostomatidae, mentre ad una più alta vulnerabilità sono associate altre conchiglie di molluschi terrestri (*Toffoletia*, *Argna*) e uova di invertebrati. Desti comunque perplessità la relazione tra queste componenti e la vulnerabilità, in quanto, ad eccezione dei molluschi del genere *Argna*, e, forse, delle uova di invertebrati (componenti legate agli ambienti endogeni e quindi veicolati dallo scorrimento della vena sorgiva a contatto con i terreni), gli altri elementi provengono per lo più dall'esterno e quindi dovrebbero essere maggiormente attesi come indicatori di violabilità.

Riguardo la violabilità il valore indicatore della tanatocenosi è buono (varianza totale 0,769 sul secondo asse della CCA; Fig. 16). L'indice di violabilità delle acque mostra una correlazione significativa con il punteggio di violabilità (coefficiente di correlazione di Pearson $R = 0,42$, $p < 0,01$) sebbene anche qui si nota un'ampia variabilità, per cui molti valori che ricadono all'interno del range non consentono di assegnare univocamente la classe di violabilità (Fig. 20; Tab. X). L'andamento dei valori mediani nelle diverse classi però segue quasi esattamente un algoritmo crescente con il punteggio di violabilità, aumentando in modo esponenziale sui livelli più alti. Pochi sono i resti con buon valore indicatore di una bassa violabilità, come elementi stigobi ed endogeni (nicchi di *Avenionia* e di *Oxychilus*), mentre più numerosi sono i resti che

Tab. IX. Attribuzione della classe di vulnerabilità in base al valore dell'indice di vulnerabilità della tanatocenosi e giudizio relativo.

Valore indice	Classe ricadente al 90 % della distribuzione
<-0,08	1-2
-0,08 - -0,06	1-3
-0,07 - -0,02	1-4
-0,01 - 0,02	1-5
0,03 - 0,05	3-5
0,06 - 0,08	4-5
> 0,08	5

Classe vulnerabilità	Giudizio
1-2	Non o poco vulnerabile
3	Moderatamente vulnerabile
4	Molto vulnerabile
5	Estremamente vulnerabile

indicano acque soggette a forte violabilità, soprattutto elementi esterni (alghe, muschi, nicchi di Molluschi di ambienti illuminati quali *Galba*, foderi di Chironomidi e di Tricotteri Limnephilidae).

Analisi del macrobenthos: verifica dell'ecologia dei singoli taxa

Attraverso l'analisi CCA è stato possibile verificare in modo più obiettivo, rispetto a quanto generalmente noto, le esigenze ecologiche dei singoli taxa. Infatti molti autori assegnano la categoria ecologica dei taxa, anche a livello di specie, solo in base all'esperienza e all'habitus degli organismi, classificando quelli stigobi solo su caratteri stigomorfici (Martin *et al.*, 2009), senza verificare la reale presenza di questi rispetto all'habitat. Quindi, in merito al gradiente da acque sotterranee/sorgive ad acque superficiali (da taxa stigobi o crenobi verso stigofili o crenofili fino a stigosseni o crenosseni) e a quello relativo al grado di violabilità, da ambiente sotterraneo ad ambiente sorgivo (da taxa stigobi e crenosseni verso stigofili/crenofili fino a crenobi e stigosseni) è possibile assegnare ogni taxon ad una categoria ecologica (Tab. XI; Fig. 21). I dati disponibili, comunque, sono solo relativi a sorgenti, ambienti che, anche se ben protetti da un manufatto, sono prossimi e contigui con quelli superficiali, non a falde che scorrono in grotta o in acquiferi sotterranei molto isolati da quelli superficiali. L'attribuzione delle categorie ecologiche è quindi relativa a questi ambienti ecotonali, e anche gli stigobi sono da intendersi in senso lato, in relazione agli altri organismi di sorgente, non stigobi in senso stretto che vivono solo in falde profonde e del tutto isolate da quelle superficiali.

I taxa che hanno un minore punteggio negativo

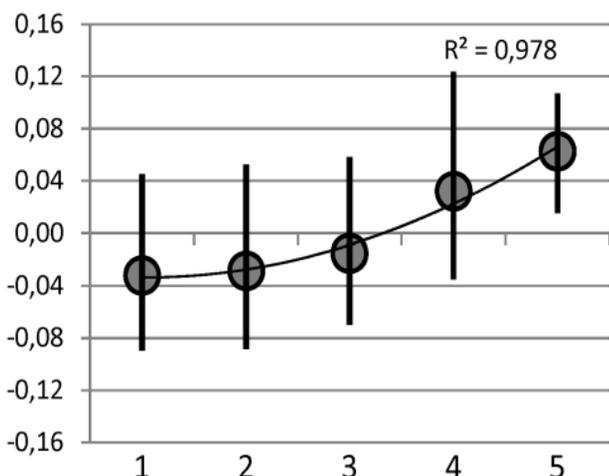


Fig. 20. Valore mediano, 5° e 95° percentile della distribuzione dei valori dell'indice di violabilità della tanatocenosi nelle rispettive classi di violabilità (da 1, scaturigine ben protetta e quindi non violabile, a 5, scaturigine estremamente violabile).

di origine e di violabilità sono quelli stigobi; si confermano in questa categoria: *Avenionia*, *Proasellus* anoftalmo, *Niphargus* ma anche Enchytraeidae, Ostracoda e Polycentropodidae. Sicuramente Enchytraeidae e Ostracoda comprendono specie con esigenze ecologiche disparate, e alcune compaiono frequentemente in sorgenti protette; i Tricotteri Polycentropodidae non sono da considerarsi stigobi, però colonizzano frequentemente le sorgenti ben protette. Con punteggio di origine e di violabilità ancora piuttosto basso si collocano i taxa stigofili o quelli crenobi: Haplotaxidae, *Trocheta*, *Bythinella*, *Lumbriculidae*. Taxa crenofili, che prediligono acque di origine sotterranea ma ambienti non protetti possiedono un punteggio negativo di origine ma positivo di violabilità; tra questi figurano Tricotteri Lepidostomatidae e Sericostomatidae. Tipicamente di acque superficiali, invece, sono i taxa con alto punteggio di origine e di violabilità, come Ancyliidae e vari insetti, come Tricotteri Beraeidae, Plecotteri (*Protonemura*) e soprattutto Efemerotteri (*Ecdyonurus*, *Electrogena*, *Baetis*), mentre di acque superficiali ma adattabili ad ambienti protetti si collocano i taxa con alto punteggio di origine ma un minore punteggio di violabilità, come Acari, *Leuctra*, *Habroleptoides*. Anche nelle sorgenti alpine Cantonati *et al.* (2006) riportano diversi taxa crenobi o crenofili tra i Plecotteri, Tricotteri e Ditteri, mentre gli Efemerotteri compaiono generalmente nei ruscelli a valle delle sorgenti. Pochi organismi sono indicatori di origine superficiale ma preferiscono ambienti chiusi; tra questi si collocano i Tubificidae che compaiono con maggiore frequenza nelle vasche di captazione dove la corrente è scarsa e si accumula sedimento fine. Hydraenidae e Chironomidi, anche se ben rappresentati nelle acque sorgive, non sembrano essere in relazione con l'origine o la violabilità delle acque; sicuramente i Chironomidae comprendono più specie con ecologia differente.

Tab. X. Attribuzione della classe di violabilità in base al valore dell'indice di violabilità della tanatocenosi e giudizio relativo.

Valore indice violabilità	Classe ricadente al 90 % della distribuzione
<-0,07	1-2
-0,07- -0,02	1-3
-0,03- 0,01	1-4
0,02 - 0,05	1-5
0,06	3-5
> 0,06	4-5

Classe violabilità	Giudizio
1	Non violabile
2	Appena violabile
3	Moderatamente violabile
4	Molto violabile
5	Estremamente violabile

Analisi della tanatocenosi: verifica del significato delle singole componenti

Attraverso l'analisi CCA è stato possibile verificare in modo più obiettivo, rispetto a quanto ipotizzato in base all'esperienza, il significato delle singole componenti. In merito ai gradienti relativi al grado di vulnerabilità della falda e di violabilità della scaturigine è possibile assegnare a ogni componente un punteggio corrispondente a questi due fattori e rappresentarlo in un diagramma (Tab. XI, nell'appendice; Fig. 22).

I diversi resti che costituiscono la tanatocenosi e hanno un punteggio negativo più basso di vulnerabilità e di violabilità sono quelli che denotano una maggiore protezione; a parte il detrito carbonizzato, che non dimostra apporti recenti dall'esterno o dalla falda, e il detrito di radici, che non è in relazione con l'ambiente esterno né un indicatore di violabilità delle falda, non vi sono altre componenti significative. In ogni caso il significato come indicatori per queste due componenti è basso; si può quindi affermare che una buona protezione della falda e della scaturigine dall'ambiente esterno va ricercata nella mancanza

di resti che indicano un apporto da una falda non protetta o dall'ambiente esterno. Tra gli indicatori di falda protetta ma violabile assumono un certo ruolo i foderi dei Tricotteri, probabilmente perché associati a litologie poco carsiche, mentre tra gli indicatori di falda vulnerabile ma poco violabile dall'esterno vi sono i resti di conchiglie di specie stigobie, come gli Idrobiidi del genere *Avenionia*, e le conchiglie di Gasteropodi endogei, come *Argna* e *Oxychilus*, frequenti nelle falde o nei terreni carsici, e i resti di Ostracodi. Buoni indicatori di violabilità, ma non di vulnerabilità della falda, sono rappresentati dai muschi e dal detrito di foglie, in quanto provenienti dall'esterno. Conchiglie dei Limnei del genere *Galba* e foderi di Chironomidi indicano una assai scarsa protezione della scaturigine. Altre componenti molto frequenti, come il detrito legnoso o i semi, non sembrano presentare un preciso significato.

CONCLUSIONI

Data l'ampia variabilità della componente biologica negli ambienti sorgivi i modelli predittivi non sono

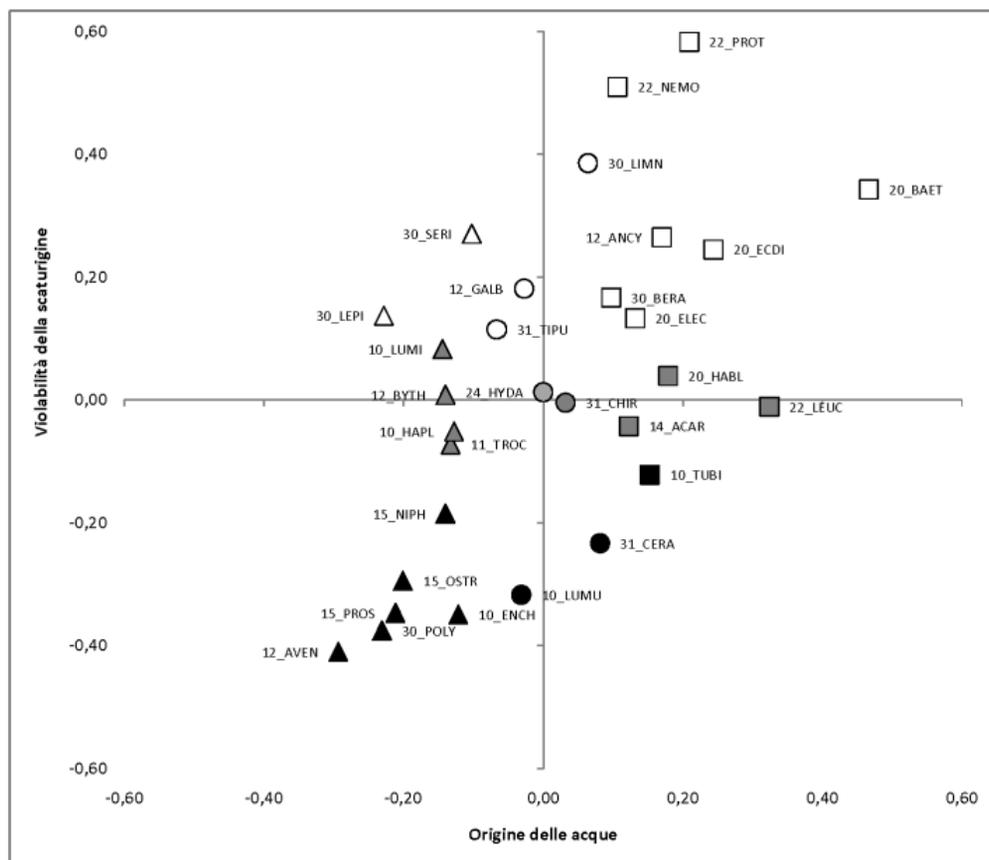


Fig. 21. Diagramma relativo al gradiente di origine delle acque e al grado di violabilità della scaturigine ottenuto dal punteggio dei taxa macrobentonici in base all'analisi CCA. Triangolo: indicatore di origine sotterranea; cerchio: scarso indicatore di origine; quadrato: indicatore di origine superficiale; nero: indicatore di bassa violabilità; grigio: scarso indicatore di violabilità; bianco: indicatore di alta violabilità.

facilmente applicabili (Dole-Oliver *et al.*, 2009; Gibert *et al.*, 2009), ed è difficile stabilire una relazione con gli aspetti oggetto dell'indagine (Grazioli, 2006). Inoltre la biocenosi degli ambienti sorgivi, specie se protetti, e di quelli sotterranei, anche se presenta un'alta biodiversità su vasta scala (beta-biodiversità), ha sovente una bassa biodiversità a piccola scala (alfa-biodiversità) (Gibert *et al.*, 2009; Stoch e Galassi, 2010) e quindi vi sono pochi elementi sui quali costruire un indicatore valido. Nonostante questi problemi, è stato possibile realizzare e testare alcuni indici che possono dare un giudizio, anche se indicativo e non sempre risolutivo, sugli aspetti indagati. La biocenosi rappresenta comunque un indicatore valido per l'origine delle acque e la violabilità della captazione, mentre la tanatocenosi può fornire anch'essa un giudizio sulla violabilità della captazione oltre che sulla vulnerabilità della falda. Condizione necessaria per

l'applicazione degli indici è che il numero di taxa o resti sia maggiore di due. Gli indici danno un giudizio abbastanza affidabile se il valore che si ottiene si colloca verso gli estremi della scala; se il valore ottenuto si attesta verso il centro del range il giudizio è più incerto. L'applicazione ad altre realtà territoriali italiane potrebbe portare a importanti conferme e una miglior definizione degli standard proposti per una più ampia estensibilità della metodica.

Ringraziamenti

Si ringrazia innanzitutto Daniela Rocca per il grande lavoro d'indagine svolto negli anni sulle sorgenti liguri, e tutti gli altri operatori che hanno partecipato ai campionamenti, in particolare: Valentina Grazioli, Rosanna Bruzzone, Elena Rizzi, Serena Amabene, Francesca Merlanti, Giorgio Gariglio, Micaela Ricci Lucchi, Gian Marco Chiappara, Roberto Iacone. Si ringrazia, inoltre, Fabio Stoch per alcuni suggerimenti relativi all'analisi statistica multivariata.

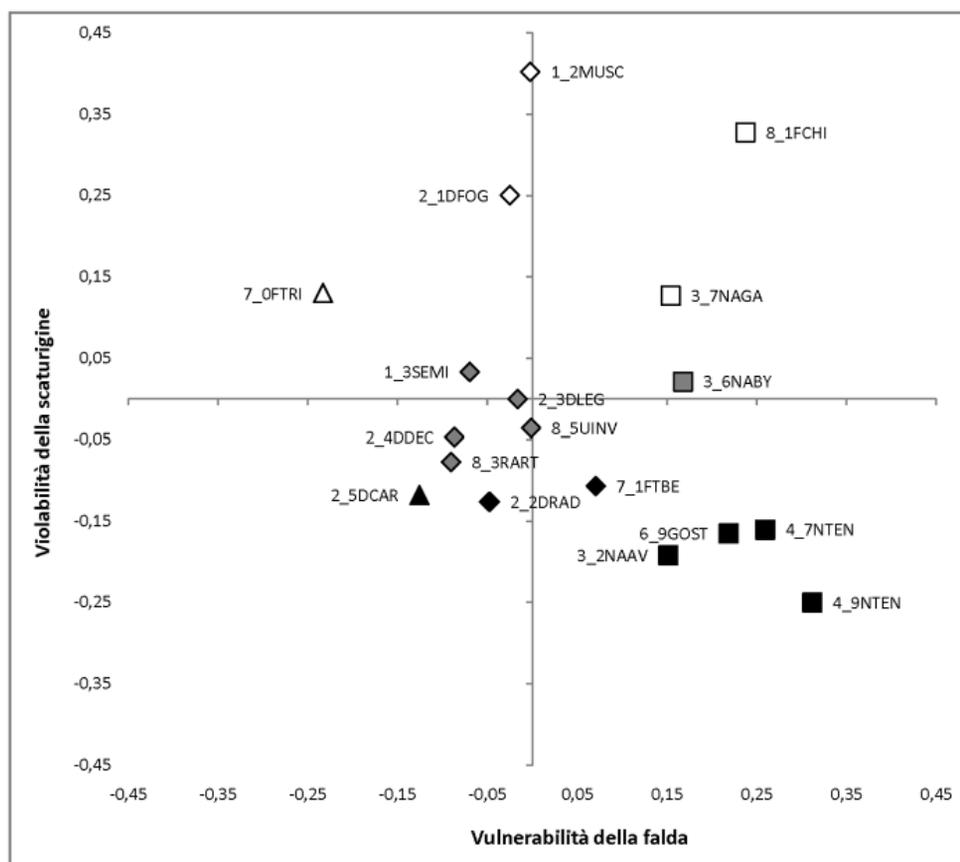


Fig. 22. Diagramma relativo al grado di vulnerabilità della falda e di violabilità della scaturigine ottenuto dal punteggio delle componenti della tanatocenosi in base all'analisi CCA. Triangolo: indicatore di bassa vulnerabilità; rombo: scarso indicatore di vulnerabilità; quadrato: indicatore di alta vulnerabilità; nero: indicatore di bassa violabilità; grigio: scarso indicatore di violabilità; bianco: indicatore di alta violabilità.

APPENDICE

Formule e coefficienti per il calcolo degli indici di origine, violabilità e vulnerabilità in base alla biocenosi e tanatocenosi

Gli indici presentati in questo articolo possono essere calcolati con le seguenti formule:

$$\begin{aligned} \text{Indice di origine del macrobenthos:} & \quad \mathbf{IorigB} = \Sigma \text{CorigB} \cdot F / \Sigma F \\ \text{Indice di violabilità del macrobenthos:} & \quad \mathbf{IviolB} = \Sigma \text{CviolB} \cdot F / \Sigma F \\ \text{Indice di vulnerabilità della tanatocenosi:} & \quad \mathbf{IvulnT} = \Sigma \text{CvulnT} \cdot F / \Sigma F \\ \text{Indice di violabilità della tanatocenosi:} & \quad \mathbf{IviolT} = \Sigma \text{CviolT} \cdot F / \Sigma F \end{aligned}$$

Dove: C = coefficienti rispettivamente di origine (orig), violabilità (viol), vulnerabilità (vuln) in base alla biocenosi (B) e tanatocenosi (T), riportati in Tab. XI per ciascun taxa o componente; F = punteggio in base alla frequenza di ciascun elemento (1: raro, 2: scarso, 3: frequente, 4: abbondante).

Per un giudizio attendibile il numero di componenti in ciascun indice non deve essere inferiore a tre.

Tab. XI. Elenco dei taxa della biocenosi (a sinistra, preceduto dal relativo acronimo) e dei resti della tanatocenosi (a destra, preceduto dal relativo acronimo) con i rispettivi coefficienti per il calcolo degli indici di origine, violabilità e vulnerabilità.

Cod Taxa	Taxa	Gruppo	CorigB	CviolB	Cod Resti	Resti	CvulT	CviolT
03.CREN	<i>Crenobia</i>	Turbellari	0,00	-0,03	1.1ALGH	Alghe	-0,01	0,10
03.DEND	<i>Dendrocoelum</i>	Turbellari	-0,02	0,00	1.2MUSC	Muschi	0,00	0,40
03.DUGE	<i>Dugesia</i>	Turbellari	0,00	-0,02	1.3SEMI	Semi	-0,07	0,03
03.MITU	Microturbellari	Turbellari	-0,03	-0,04	2.1DFOG	Detrito di foglie	-0,03	0,25
04.PROO	<i>Prostoma</i>	Nemertini	-0,02	-0,02	2.2DRAD	Detrito di radici	-0,05	-0,13
05.NEMA	Nematoda	Nematodi	0,13	-0,16	2.3DLEG	Detrito legnoso	-0,02	0,00
06.GORD	Gordiidae	Nematomorfi	-0,01	-0,06	2.4DDEC	Detrito decomposto	-0,09	-0,05
10.ENCH	Enchytraeidae	Oligocheti	-0,13	-0,35	2.5DCAR	Detrito carbonizzato	-0,13	-0,12
10.HAPL	Haplotaxidae	Oligocheti	-0,11	-0,05	2.6VALT	Altro (vegetale)	0,00	-0,02
10.LUMI	Lumbricidae	Oligocheti	-0,12	0,08	3.1NAAS	NICCHI <i>Alzoniella</i> (stigobionte)	0,00	0,00
10.LUMU	Lumbriculidae	Oligocheti	-0,01	-0,32	3.2NAAV	NICCHI <i>Avenionia</i>	0,15	-0,19
10.NAID	Naididae	Oligocheti	-0,06	0,14	3.3NAFI	NICCHI <i>Fissuria</i>	-0,06	0,01
10.TUBI	Tubificidae	Oligocheti	0,12	-0,12	3.4NAPE	NICCHI <i>Pezzolia</i>	0,05	0,01
11.BATR	<i>Batracobdella</i>	Irudinei	0,04	0,00	3.5NAAC	NICCHI <i>Alzoniella</i> (crenobionte)	-0,07	-0,05
11.DINN	<i>Dina</i> (stigobionte)	Irudinei	-0,04	-0,02	3.5NAGR	NICCHI <i>Graziana</i>	0,03	-0,02
11.TROC	<i>Trocheta</i>	Irudinei	-0,09	-0,07	3.6NABY	NICCHI <i>Bythinella</i>	0,17	0,02
12.ALZC	<i>Alzoniella</i> (crenobionte)	Gasteropodi	-0,09	-0,06	3.6NAPO	NICCHI <i>Potamopyrgus</i>	-0,05	0,00
12.ALZS	<i>Alzoniella</i> (stigobionte)	Gasteropodi	0,00	-0,03	3.7NAGA	NICCHI <i>Galba</i>	0,15	0,13
12.ANCY	<i>Ancylus</i>	Gasteropodi	0,15	0,26	3.7NAGY	NICCHI <i>Gyraulus</i>	-0,05	0,00
12.AVEN	<i>Avenionia</i>	Gasteropodi	-0,26	-0,41	3.7NAHI	NICCHI <i>Hippeutis</i>	-0,04	0,00
12.BYTH	<i>Bythinella</i>	Gasteropodi	-0,14	0,01	4.0NALY	NICCHI <i>Radix</i>	0,00	0,02
12.FISS	<i>Fissuria</i>	Gasteropodi	0,11	-0,01	4.1NAPH	NICCHI <i>Physella</i>	-0,06	0,00
12.GALB	<i>Galba</i>	Gasteropodi	-0,02	0,18	4.3NAAN	NICCHI <i>Ancylus</i>	0,10	0,19
12.GRAZ	<i>Graziana</i>	Gasteropodi	-0,03	-0,04	4.4NAPI	NICCHI <i>Pisidium</i>	-0,02	0,00
12.PEZZ	<i>Pezzolia</i>	Gasteropodi	-0,01	0,00	4.5NTEN	NICCHI Moll. terr. endogei	0,04	0,03
12.PHYS	<i>Physella</i>	Gasteropodi	0,07	0,00	4.6NTEN	NICCHI <i>Acicula</i>	0,02	-0,03
12.PLAN	<i>Planorbis</i>	Gasteropodi	0,04	0,01	4.7NTEN	NICCHI <i>Argna</i>	0,26	-0,16
12.POTA	<i>Potamopyrgus</i>	Gasteropodi	0,12	-0,01	4.8NTEH	NICCHI <i>Lucilla</i>	-0,04	0,00
13.PISI	<i>Pisidium</i>	Bivalvi	-0,01	-0,10	4.9NTEN	NICCHI <i>Oxychilus</i>	0,31	-0,25
14.ACAR	Acari	Acari	0,11	-0,04	4.9NTEQ	NICCHI <i>Vitrea</i> (ipogea)	0,05	-0,03
15.AUST	<i>Austropotamobius</i>	Crostacei	0,05	0,05	5.0NTEP	NICCHI Moll. terr. epigei	0,05	0,08
15.COPE	Copepoda	Crostacei	-0,06	-0,12	5.1NTEP	NICCHI <i>Toffolettia</i>	0,21	-0,01
15.ECHI	<i>Echinogammarus</i>	Crostacei	-0,03	0,07	5.2NTEA	NICCHI <i>Platyla</i>	0,00	-0,01
15.NIPH	<i>Niphargus</i>	Crostacei	-0,15	-0,19	5.2NTEP	NICCHI <i>Renea</i>	0,03	-0,02
15.OSTR	Ostracoda	Crostacei	-0,20	-0,29	5.3NTEP	NICCHI <i>Pomatias</i>	0,23	0,08
15.PROC	<i>Proasellus</i> (crenobionte)	Crostacei	0,00	-0,02	5.4NTEP	NICCHI <i>Carychium</i>	0,15	0,02
15.PROR	<i>Proasellus</i> (rhithrale)	Crostacei	0,07	0,02	5.5NTEC	NICCHI <i>Cochlicopa</i>	0,01	0,00

Cod Taxa	Taxa	Gruppo	CorrigB	CviolB	Cod Resti	Resti	CvuIT	CviolT
15.PROS	<i>Proasellus</i> (stigobionte)	Crostacei	-0,23	-0,35	5.5NTEG	NICCHI <i>Vertigo</i>	0,00	0,00
20.BAET	<i>Baetis</i>	Efemerotteri	0,40	0,34	5.5NTEH	NICCHI <i>Chondrina</i>	0,02	0,00
20.CAEN	<i>Caenis</i>	Efemerotteri	0,04	0,01	5.5NTEN	NICCHI <i>Gittenbergia</i>	0,01	0,00
20.CLOE	<i>Cloeon</i>	Efemerotteri	-0,01	0,02	5.5NTEO	NICCHI <i>Columella</i>	0,01	0,02
20.ECDI	<i>Ecdyonurus</i>	Efemerotteri	0,21	0,24	5.5NTEP	NICCHI <i>Acanthinula</i>	0,08	0,02
20.ELEC	<i>Electrogena</i>	Efemerotteri	0,11	0,13	5.5NTER	NICCHI <i>Cornu</i>	0,02	0,00
20.EPHA	<i>Ephemera</i>	Efemerotteri	0,07	0,05	5.5NTEF	NICCHI <i>Truncatellina</i>	-0,04	-0,01
20.HABL	<i>Habroleptoides</i>	Efemerotteri	0,15	0,04	5.5NTEU	NICCHI <i>Paralaoma</i>	-0,04	0,00
20.HABP	<i>Habrophlebia</i>	Efemerotteri	0,15	0,05	5.5NTEV	NICCHI <i>Vallonia</i>	-0,04	0,01
21.BOYE	<i>Boyeria</i>	Odonati	-0,01	0,00	5.5NTEY	NICCHI <i>Pyramidula</i>	0,01	0,00
21.CORD	<i>Cordulegaster</i>	Odonati	0,02	0,04	5.6NTEP	NICCHI Chondrinidae	0,00	-0,01
21.PLAT	<i>Platycnemys</i>	Odonati	0,04	0,01	5.6NTES	NICCHI <i>Sphyradium</i>	0,01	-0,01
22.CAPN	<i>Capnia</i>	Plecotteri	0,02	0,01	5.7NTEE	NICCHI <i>Ena</i>	0,01	0,00
22.DINO	<i>Dinocras</i>	Plecotteri	0,03	0,03	5.7NTEP	NICCHI <i>Punctum</i>	0,10	0,00
22.ISOP	<i>Isoperla</i>	Plecotteri	0,06	0,05	5.8NTEP	NICCHI <i>Discus</i>	-0,08	-0,04
22.LEUC	<i>Leuctra</i>	Plecotteri	0,33	-0,01	5.9NTEH	NICCHI <i>Helix</i>	0,01	0,00
22.NEMO	<i>Nemoura</i>	Plecotteri	0,10	0,51	5.9NTEP	NICCHI <i>Vitrea</i>	0,08	-0,01
22.PROT	<i>Protonemura</i>	Plecotteri	0,19	0,58	6.0NTEN	NICCHI <i>Nesovitrea</i>	-0,01	0,00
22.SIPH	<i>Siphonoperla</i>	Plecotteri	0,04	0,10	6.0NTEP	NICCHI <i>Retinella</i>	-0,08	0,07
24.DRYO	Dryopidae	Coleotteri	0,10	-0,02	6.1NTEA	NICCHI <i>Aegopinella</i>	0,01	0,02
24.DYTI	Dytiscidae	Coleotteri	0,14	0,33	6.1NTEG	NICCHI <i>Granaria</i>	0,00	0,00
24.ELMI	Elmidae	Coleotteri	0,10	0,17	6.1NTES	NICCHI <i>Solatopupa</i>	0,02	0,00
24.HALI	Haliplidae	Coleotteri	-0,01	-0,01	6.2NTEP	NICCHI limacella	0,14	-0,02
24.HYDA	Hydraenidae	Coleotteri	0,01	0,01	6.3NTEP	NICCHI <i>Vitrinobrachium</i>	0,01	0,02
24.HYDH	Hydrophilidae	Coleotteri	-0,06	0,07	6.4NTEP	NICCHI <i>Euconulus</i>	-0,01	0,00
24.SCIR	Scirtidae	Coleotteri	-0,03	0,14	6.5NTEP	NICCHI <i>Cecilioides</i>	-0,01	0,00
25.SIAL	Sialidae	Megalotteri	0,09	0,00	6.6NTEC	NICCHI <i>Clausilia</i>	0,02	-0,01
26.OSMY	Osmylidae	Planipenni	-0,01	0,04	6.6NTEM	NICCHI <i>Macrogastra</i>	-0,05	-0,01
30.BERA	Beraeidae	Tricotteri	0,10	0,17	6.6NTEO	NICCHI <i>Cochlodina</i>	-0,01	0,01
30.HELH	Helicopsychidae	Tricotteri	-0,01	0,04	6.6NTEP	NICCHI <i>Testacella</i>	0,01	0,01
30.HYDS	Hydropsychidae	Tricotteri	0,09	0,10	6.7NTEC	NICCHI <i>Ciliella</i>	0,01	0,04
30.HYDT	Hydroptilidae	Tricotteri	-0,01	0,03	6.7NTEM	NICCHI <i>Monacha</i>	0,03	-0,01
30.LEPI	Lepidostomatidae	Tricotteri	-0,20	0,14	6.7NTEP	NICCHI <i>Hygromia</i>	0,04	0,02
30.LEPT	Leptoceridae	Tricotteri	-0,02	0,03	6.7NTES	NICCHI <i>Xerosecta</i>	0,04	0,00
30.LIMN	Limnephilidae	Tricotteri	0,06	0,39	6.7NTEF	NICCHI <i>Trochoidea</i>	0,02	0,00
30.ODON	Odontoceridae	Tricotteri	0,15	0,10	6.8NTCA	NICCHI <i>Cantareus</i>	0,03	0,00
30.PHIL	Philopotamidae	Tricotteri	0,05	-0,03	6.8NTCE	NICCHI <i>Cepaea</i>	0,00	-0,01
30.POLY	Polycentropodidae	Tricotteri	-0,22	-0,38	6.8NTEP	NICCHI <i>Helicodonta</i>	-0,01	-0,08
30.PSYM	Psychomyidae	Tricotteri	0,01	0,06	6.9GOST	Gusci Ostracodi	0,22	-0,17
30.RHYA	Rhyacophilidae	Tricotteri	-0,01	0,09	6.9NTPU	NICCHI Pupilla	0,01	0,00
30.SERI	Sericostomatidae	Tricotteri	-0,08	0,27	7.0FTRI	Foderi Tricotteri	-0,23	0,13
31.ATHE	Athericidae	Ditteri	0,03	0,05	7.1FTBE	Foderi Beraeidae	0,07	-0,11
31.CERA	Ceratopogonidae	Ditteri	0,08	-0,23	7.3FTHE	Foderi Helicopsychidae	-0,02	0,04
31.CHIR	Chironomidae	Ditteri	0,04	0,00	7.4FTHY	Foderi Hydroptilidae	0,00	0,01
31.CULI	Culicidae	Ditteri	-0,01	0,02	7.5FTLE	Foderi Lepidostomatidae	-0,15	0,02
31.DIXI	Dixidae	Ditteri	0,07	0,14	7.6FTLI	Foderi Limnephilidae	-0,12	0,33
31.DOLI	Dolichopodidae	Ditteri	-0,02	-0,03	7.7FTLT	Foderi Leptoceridae	-0,03	-0,04
31.EMPI	Empididae	Ditteri	0,02	0,06	7.8FTOD	Foderi Odontoceridae	-0,07	0,12
31.EPHY	Ephydriidae	Ditteri	-0,01	-0,04	7.9FTSE	Foderi Sericostomatidae	-0,07	0,04
31.LIMN	Limoniidae	Ditteri	0,06	-0,06	8.1FCHI	Foderi Chironomidi	0,24	0,33
31.MUSC	Muscidae	Ditteri	0,00	0,04	8.2RARA	RESTI Artropodi acquatici	-0,12	0,01
31.PEDI	Pediciidae	Ditteri	0,00	0,06	8.3RART	RESTI Artropodi terrestri	-0,09	-0,08
31.PSYD	Psychodidae	Ditteri	-0,05	0,13	8.5UINV	Uova Invertebrati	0,00	-0,04
31.PTYC	Ptychopteridae	Ditteri	0,16	0,09	8.6RVER	RESTI Vertebrati	-0,03	-0,06
31.RHAG	Rhagionidae	Ditteri	-0,01	-0,02	9.1AALT	Altro (animale)	0,03	0,01
31.SIMU	Simuliidae	Ditteri	0,04	0,05	9.2DANI	Detrito animale	-0,09	0,02
31.STRA	Stratiomyidae	Ditteri	0,01	0,14				
31.TABA	Tabanidae	Ditteri	0,01	0,04				
31.THAU	Thaumaleidae	Ditteri	-0,01	0,04				
31.TIPU	Tipulidae	Ditteri	-0,05	0,11				
36.AVAN	Avannotti di Pesci	Vertebrati	0,04	0,00				
38.UROD	Larve di Urodeli	Vertebrati	0,03	0,01				

BIBLIOGRAFIA

- Baldini I., Gaiter S., 1990. Possibili metodologie di valutazione della "vulnerabilità" delle acque sorgive e proposte preliminari per la formulazione di "gradienti di rischio igienico". *Rivista Italiana d'Igiene*, **50** (5-6): 232-246.
- Bianucci G., Ribaldone Bianucci E., 1985. *La chimica delle acque sotterranee. Origine - Composizione - Inquinamento*. Hoepli ed., Milano, 267 pp.
- Bodon M., Gaiter S., 1989. Considerazioni sul popolamento macrobentonico delle acque sorgive. *Biologia Ambientale*, **3** (2): 5-12.
- Bodon M., Gaiter S., 1995. Nuovi criteri di valutazione, basati sulla componente biologica, per le captazioni di acque destinate al consumo umano. *Biologia Ambientale*, **9** (1): 5-17.
- Bodon M., Gaiter S., Costa S., 2017. La componente biologica nella valutazione delle acque sorgive: considerazioni sulla validità di questo indicatore dopo 25 anni di sperimentazione in Liguria. *Biologia Ambientale*, **31**: 49-56.
- Bonettini A.M., Cantonati M., 1998. *Il macrozoobenthos*. In Cantonati M. (Ed.): Le sorgenti del Parco Adamello-Brenta. Ricerche idrobiologiche su fonti non captate. Parco documenti, Parco Adamello Brenta: 125-143.
- Bottazzi E., Bruno M.C., Pieri V., Di Sabatino A., Silveri L., Carolli M., Rossetti G., 2011. Spatial and seasonal distribution of invertebrates in Northern Apennine rheocrene springs. In: Cantonati M, Gerecke R., Jüttner I., Cox E.J. (Ed.), Springs: neglected key habitats for biodiversity conservation. *Journal of Limnology*, **70**, Suppl. 1: 77-92.
- Boulanouar M., 1995. *Fauna aquatique des puits et qualité de l'eau dans les régions de Marrakech et des Jbilet. Status et dynamique d'une population de Proasellus coxalis africanus (Crustacés Isopodes) des Jbilet*. Université Cadi Ayyad, Faculté des Sciences Semlalia, Marrakech. These, docteur d'état es-sciences, 159 pp.
- Cantonati M., Gerecke R., Bertuzzi E., 2006. Springs of the Alps - sensitive ecosystems to environmental change: from biodiversity assessments to long-term studies. In: Lami A., Boggero A. (eds.), Ecology of high altitude aquatic systems in the Alps, developments of hydrobiology. *Hydrobiologia*, **562**: 59-96.
- Cantonati M., Füreder L., Gerecke R., Jüttner I., Cox E.J., 2012. Crenic habitats, hotspots for freshwater biodiversity conservation: toward an understanding of their ecology. *Freshwater Science*, **31** (2): 563-574.
- Cicolani B., D'Alfonso S., Di Ferdinando C., Di Sabatino A., 1996a. *Gli acari acquatici delle sorgenti del Gran Sasso e proposte di biotipologie*. In: Cicolani B.(ed.), Monitoraggio biologico del Gran Sasso. Andromeda ed., Teramo: 202-210.
- Cicolani B., Di Ferdinando C., D'Alfonso S., 1996b. *Gli invertebrati bentonici delle sorgenti del Gran Sasso. Dati preliminari sulla biodiversità e sui ruoli trofici*. In Cicolani B., Monitoraggio biologico del Gran Sasso. Andromeda Ed., Colledara (TE): 228-235.
- Civita M., 1990. *Legenda unificata per le carte della vulnerabilità all'inquinamento dei corpi idrici sotterranei*. In: Zavatti A. (a cura di), Studi sulla vulnerabilità degli acquiferi I. Pitagora, Bologna. Appendice, 13 pp.
- Civita M., De Regibus C., 1995. Sperimentazione di alcune metodologie per la valutazione della vulnerabilità degli acquiferi. Atti del 2° Convegno Nazionale sulla protezione e gestione delle acque sotterranee: metodologie, tecnologie e obiettivi. Nonantola (MO), 17-19/5/1995; *Quaderni di Geologia Applicata*, Pitagora Ed., **3**: 3.63-3.71.
- Crema S., Ferrarese U., Gold D., Modena P., Sambugar B., Gerecke R., 1996. *Ricerche sulla fauna bentonica ed interstiziale di ambienti sorgentizi in area alpina e prealpina*. Centro di Ecologia Alpina, Viote del Monte Bodone, rep. n. 8, 104 pp.
- D'Ambrosio P., Fiasca B., Galassi D.M.P., 2003. Caratterizzazione tipologica, biologica ed ambientale e modellistica statistica di sistemi sorgivi del Gran Sasso (Abruzzo). *Thalassia Salentina*, **26**, suppl.: 249-260.
- Dalfredo C., Bodon M., 2007. Molluscs in springs: diversity and sampling techniques. In: Cantonati M., Bertuzzi E., Spitale D. (eds.), The spring habitat: biota and sampling methods. *Monografie del Museo Tridentino di Scienze Naturali*, **4**: 173-183.
- Danielopol D.L., Drozdowski G., Mindl B., Neudorfer W., Pospisil P., Reiff N., Schabetsberger R., Stichler W., 2006. *Invertebrate animals, and microbial assemblages as useful indicators for evaluation of the sustainability and optimisation of an artificial groundwater-recharge system (Stallingerfeld, Deutsch-Wagram, Lower Austria)*. In K. Kovar, Z. Hrkal and J. Bruthans (eds.), International Conference on Hydrology and Ecology: the groundwater-ecology connection. Proceedings Czech Association of Hydrogeologists, Special Publication, Prague: 149-156.
- Deharveng L., Stoch F., Gibert J., Bedos A., Galassi D., Zagmajster M., Brancelj A., Camacho A., Fiers F., Martin P., Giani N., Magniez G., Marmonier P., 2009. Groundwater biodiversity in Europe. *Freshwater Biology*, **54**: 709-726.
- Di Francesco M., Cicolani B., 2001. *Molluschi gasteropodi rinvenuti in alcune sorgenti del Massiccio del Gran Sasso*. In Cicolani B.: Monitoraggio biologico del Gran Sasso. Andromeda Ed., Colledara (TE), **2**: 148-152.
- Di Francesco M., Galassi D.M.P., 2015. *Aqualife. Development of an innovative and user-friendly indicator system for biodiversity in groundwater dependent ecosystems*. Workshop: "Best practice per la gestione delle risorse idriche e la tutela dell'ambiente marino: il contributo dei progetti Life". Venezia, 20 ottobre 2015, 15 pp.
- Di Lorenzo T., De Laurentiis P., Galassi D.M.P., 2003a. L'Indice di Protezione Naturale (IPN): nuovo metodo per la valutazione della vulnerabilità di sorgenti carsiche captate per uso potabile. *Biologia Ambientale*, **17** (2): 19-29.
- Di Lorenzo T., De Laurentiis P., Galassi D.M.P., 2003b. L'inferenza biologica nella valutazione del grado di protezione naturale di sorgenti carsiche. *Thalassia Salentina*, **26**, suppl.: 241-248.
- Di Lorenzo T., Galassi D.M.P., 2013. Agricultural impact in Mediterranean alluvial aquifers: do groundwater communities respond? *Fundamental and Applied Limnology*, **182**(4): 271-282.
- Di Sabatino A., Bruni P., Miccoli F.P., Giustini M., Vignini P., Timperi G., Cicolani B., 2009. Diversità delle comunità macrobentoniche e qualità ambientale delle sorgenti dei Monti della Laga (Parco Nazionale Gran Sasso-Laga, Appennino centrale). *Studi Trentini di Scienze Naturali*, **84**: 43-51.
- Di Sabatino A., Cicolani B., 2001. *Biodiversità, ecologia e zoogeografia di acari acquatici (Acari: Actinedida: Hydracnida) nel Massiccio del Gran Sasso*. In Cicolani B.: Monitoraggio biologico del Gran Sasso. Andromeda Ed., Colledara (TE), **2**: 120-129.
- Di Sabatino A., Gerecke R., D'Alfonso S., Cicolani B., 1997. Prime considerazioni sulla biodiversità delle sorgenti italiane: la taxocenosi ad acari acquatici (Acari, Actinedida, Hydracnida). *Atti Società Italiana di Ecologia*, **18**: 171-174.
- Dole-Olivier M.J., Malard F., Martin D., Lefebvre T., Gibert J., 2009. Relationships between environmental variables and groundwater biodiversity at the regional scale. In: Gibert J., Culver D.C. (eds.), Assessing and Conserving Groundwater Biodiversity. *Freshwater Biology*, Special Issue, **54**: 797-813.
- Dole-Olivier M.J., Marmonier P., Creuzé des Châtelliers M., Martin D., 1994. *Interstitial fauna associated with the alluvial floodplains of the Rhône River (France). Chapter 12*. In:

- Gibert J., Danielopol D.L., Stanford J.A. (eds.), Groundwater Ecology. Academic Press: 313-346.
- Feletti M., Gaiter S., 1996. Appunti sulle comunità biologiche delle acque sotterranee. *Biologia Ambientale*, **10** (4): 5-20.
- Ferrarese U., Sambugar B., 1976. Ricerche sulla fauna interstiziale iporreica dell'Adige in relazione allo stato di inquinamento del fiume. *Rivista di Idrobiologia*, **15** (1): 47-127.
- Fiasca B., Stoch F., Olivier M.J., Maazouzi C., Petitta M., Di Ciocci, A., Galassi D.M.P., 2014. The dark side of springs: what drives small-scale spatial patterns of subsurface meiofaunal assemblages. *Journal of Limnology*, **73** (1) : 55-64.
- Gaiter S., Baldini I., 1995. Metodi investigativi e analitici atti a valutare lo stato di protezione e i rischi igienici di piccoli acquedotti approvvigionati da acquiferi montani nell'Appennino ligure: impostazione e criteri operativi. Atti del 2° Convegno Nazionale sulla protezione e gestione delle acque sotterranee: metodologie, tecnologie e obiettivi. Nonantola (MO), 17-19/5/1995; *Quaderni di Geologia Applicata*, Pitagora Ed., Bologna, **3**: 369-383.
- Gaiter S., Bodon M., Rocca D., 2004. Applicazione della metodica di indagine biologica, basata sulla fauna bentonica e sulla componente organica del sedimento, in acque di sorgente ed emergenze assimilabili. *Biologia Ambientale*, **18** (2): 31-47.
- Gaiter S., Chiappara G.M., Baldini I., Bertolotto R.M., Traverso P., 1995. Metodi investigativi e analitici atti a valutare lo stato di protezione e i rischi igienici di piccoli acquedotti approvvigionati da acquiferi montani: applicazione alla situazione concreta di un piccolo comune (Maissana, La Spezia). Atti del 2° Convegno Nazionale sulla protezione e gestione delle acque sotterranee: metodologie, tecnologie e obiettivi. Nonantola (MO), 17-19/5/1995; *Quaderni di Geologia Applicata*, Pitagora Ed., Bologna, **3**: 385-395.
- Gaiter S., Feletti M., 1999. Nuovi indicatori di acque di falda: i metazoi. In: Volterra L., Alicino F.A. (eds.), Acque di falda: stato dell'arte delle conoscenze in Italia. *Rapporti ISTISAN*, **99/32**: 15-28.
- Galassi D.M.P., De Laurentiis P., Petitta M., Marinelli G., Fiasca B., 2001. *Influenza dei fattori storici ed ecologici sulla biodiversità animale: la copepodofauna (Crustacea: Copepoda) delle sorgenti di Presciano (Fiume Tirino, L'Aquila, Abruzzo)*. In Cicolani B.: Monitoraggio biologico del Gran Sasso. Andromeda Ed., Colledara (TE), **2**: 160-182.
- Galassi D.M.P., Petitta M., Stoch F., 2008. Le acque sotterranee. La biodiversità nascosta. *Quaderni Habitat*, **20**: 1-156.
- Galassi D.M.P., Di Sabatino A., Pantani C., Di Lorenzo T., Vignini P., Del Tosto D., Fiasca B., Schipani I., 2009a. Invertebrate response to anthropogenic disturbance in the Region Abruzzi (Central Italy): assessment of water quality and new tools for freshwater biomonitoring. *Atti dell'Accademia Nazionale dei Lincei - Convegno sull'VIII giornata mondiale dell'acqua*, 2008: 37-49.
- Galassi D.M.P., Stoch F., Fiasca B., Di Lorenzo T., Gattone E., 2009b. Groundwater biodiversity patterns in the Lessinian Massif of northern Italy. *Freshwater Biology*, **54**: 830-847.
- Galletti I., 2000. Campionamenti di fauna in alcune sorgenti carsiche iblee: prime osservazioni. Atti del I Seminario di Studi sul Carsismo negli Iblei e nell'Area sud Mediterranea, Eremo della Giubiliana, Ragusa 9-11 aprile 1999. *Speleologia Iblea*, **8**: 129-134.
- Gerecke R., Cantonati M., 1998. *Gli idracari*. In Cantonati M. (Ed.), Le sorgenti del Parco Adamello-Brenta. Ricerche idrobiologiche su fonti non captate. Parco documenti, Parco Adamello Brenta: 145-150.
- Gerecke R., Di Sabatino A., 1996. Water mites and spring typology in Sicily. Proceedings 1st Symposium on Spring Ecology, Munster 1995. *Crunoezia*, **5**: 35-41.
- Gerecke R., Di Sabatino A., 2007. Water mites (Hydracnida and Halacaridae) in spring habitats: a taxonomical and ecological perspective. In: Cantonati M., Bertuzzi E., Spitale D. (ed.), The spring habitat: biota and sampling methods. *Monografie del Museo Tridentino di Scienze Naturali*, **4**: 193-216.
- Gibert J., Culver D.C., Dole-Olivier M.J., Malard F., Christman M.C., Deharveng L., 2009. Assessing and conserving groundwater biodiversity: synthesis and perspectives. *Freshwater Biology*, **54**: 930-941.
- Glazier D.S., 2009. Springs. Springs. In: Likens G.E. (Ed.), Encyclopedia of Inland Waters. Elsevier, Amsterdam: 734-755.
- Grazioli V., 2006. *Comunità macrobentoniche delle sorgenti dell'Appennino Ligure. Influenza dei parametri ambientali sulla struttura dei popolamenti*. Tesi di Laurea, Università degli Studi di Genova, Corso di laurea in Scienze dei Sistemi Naturali, a.a. 2004-2005, 131 pp.
- Gutjahr S., Bork J., Hahn H.J., 2013. Grundwasserfauna als Indikator für komplexe hydrogeologische Verhältnisse am westlichen Kaiserstuhl. *Grundwasser*, **18**: 173-184.
- Hahn H.J., 2005. Unbaited traps - A new method of sampling stygofauna. *Limnologia*, **35**: 248-261.
- Hahn H.J., 2006. A first approach to a quantitative ecological assessment of groundwater habitats: The GW-Fauna-Index. *Limnologia*, **36**: 119-137.
- Hahn J. H., Fuchs A., 2009. Distribution patterns of groundwater communities across aquifer types in south-western Germany. *Freshwater Biology*, **54** (4): 848-860.
- Korbel K.L., Hose G.C., 2011. A tiered framework for assessing groundwater ecosystem health. *Hydrobiologia*, **661**: 329-349.
- Lencioni V., 2007. Chironomids (Diptera, Chironomidae) in alpine and pre-alpine springs. In: Bertuzzi E., Cantonati M. (eds.), The spring habitat: biota and sampling methods. *Monografie del Museo Tridentino Scienze Naturali*, **4**: 247-264.
- Lindgaard C., Brodersen K.P., Wiberg-Larsen P., Skriver J., 1998. *Multivariate analyses of macrofaunal communities in Danish springs and springbrooks*. In Botosaneanu L. (Ed.), Studies in crenobiology. The biology of springs and springbrooks: 201-219.
- Maiolini B., Carolli M., Silveri L., 2011. Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera in springs in Trentino (south-eastern Alps). In: Cantonati M., Gerecke R., Jüttner I., Cox E.J. (Ed.), Springs: neglected key habitats for biodiversity conservation. *Journal of Limnology*, **70**, Suppl. 1: 122-133.
- Malard F., S. Plenet, Gibert J., 1996. The use of invertebrates in ground water monitoring: a rising research field. *Ground Water Monitoring and Remediation*, **16** (2): 103-113.
- Martin P., De Broyer C., Fiers F., Michel G., Sablon R., Wouters K., 2009. Biodiversity of Belgian groundwater fauna in relation to environmental conditions. *Freshwater Biology*, **54**: 814-829.
- Meinzer O.E., 1923. Outline of ground-water hydrology. *Geological Survey Water*, Supply Paper 494. Washington D.C.: U.S. Government Printing Office, i-iv + 71 pp.
- Merlanti F., 2001. *I macroinvertebrati nello studio delle sorgenti dell'Appennino Ligure*. Tesi di Laurea, Università degli Studi di Genova, Corso di laurea in Scienze naturali, a.a. 2000-2001, 208 pp.
- Mori N., 2003. Macroinvertebrate communities of karst springs in the Julian Alps in relation to environmental factors. *Natura Sloveniae*, **5** (2): 5-17.
- Morpurgo M., 1996. Descrizione sintetica del saprobienindex. *Biologia Ambientale*, **10** (2-3): 16-29.
- Pezzoli E., 1988a. I molluschi crenobionti e stigobionti presenti nell'Italia Settentrionale (Emilia Romagna compresa). Censimento delle stazioni ad oggi segnalate. *Monografie di "Natura Bresciana", Museo Civico di Scienze Naturali di Brescia*, **9**: 1-151.
- Pezzoli E., 1988b. I molluschi crenobionti e stigobionti presenti in Italia. Censimento delle stazioni: secondo aggiornamento per il settentrione e proseguimento per l'Italia appenninica: IX –

- Regione Toscana; X – Regioni Marche ed Umbria. *Quaderni della Civica Stazione Idrobiologica di Milano*, **15**: 65-103.
- Pezzoli E., 2004. *I Molluschi e i Crostacei (Amphipoda) delle sorgenti e delle "acque sotterranee" dei parchi del Monte Barro, Montevecchia-Val Curone e Area di Rilevanza Ambientale San Genesio-Colle Brianza (o Monte di Brianza)*. Parco Regionale di Montevecchia e della Valle del Val Curone, DVD.
- Pezzoli E., Cantonati M., 1998. *Molluschi crenobionti (Mollusca, Gastropoda, Hydrobioidea)*. In Cantonati M. (Ed.): *Le sorgenti del Parco Adamello-Brenta. Ricerche idrobiologiche su fonti non captate*. Parco documenti, Parco Adamello Brenta: 161-164.
- Pezzoli E., Lemme M., 2003. *I molluschi delle sorgenti e delle "acque sotterranee"*. X° aggiornamento al censimento, VI° capitolo Regione Lombardia Provincia di Brescia. Con una particolare ricerca sulla tanatocenosi che si accumula nelle vasche di decantazione delle sorgenti captate. *Monografie di Natura Bresciana, Brescia*, **26**: 1-237.
- Pezzoli E., Spelta F., 2000. *I molluschi delle sorgenti e delle "acque sotterranee"*. IX aggiornamento al censimento, V. Regione Lombardia, provincia di Bergamo. Con particolare attenzione alla tanatocenosi che si accumula nelle vasche di decantazione delle sorgenti captate. *Monografie di Natura Bresciana, Brescia*, **24**: 1-249.
- Rocca D., Bodon M., Gaiter S., Casarino E., 2003. *Resoconto sul Corso di Formazione "Metazoi delle acque sorgive e sotterranee"*. Biologia, campionamento e riconoscimento, aspetti ambientali ed applicativi. Genova, 18-22 settembre 2000. *Biologia Ambientale*, **17** (1): 77-84.
- Sambugar B., 2007. *Oligochetes from Alpine springs: a review*. In: Cantonati M., Bertuzzi E., Spitale D. (ed.). *The spring habitat: biota and sampling methods*. *Monografie del Museo Tridentino di Scienze Naturali*, **4**: 185-192.
- Sambugar B., Dessi G., Sappelza A., Stenici A., Thaler B., Veneri A., 2006. *Fauna sorgentizia in Alto Adige*. Provincia Autonoma di Bolzano, 372 pp.
- Schmidt S.I., Hahn H.J., Hatton T.J., Humphreys W.F., 2007. *Do faunal assemblages reflect the exchange intensity in groundwater zones?* *Hydrobiologia*, **583**: 1-19.
- Schmidt S.I., Hahn H.J., 2012. *What is groundwater and what does this mean to fauna? – An opinion*. *Limnologica, Ecology and Management of Inland Waters*, **42**: 1-6.
- Segadelli S., Angeli N., Spitale D., Cantonati M., 2012. *Alla scoperta della biodiversità delle sorgenti dell'Emilia-Romagna*. <http://www.stefanosegadelli.it/cat.html?cat=233>, 6 pp.
- Spitale D., 2007. *Assessing the ecomorphology of mountain springs: suggestion from a survey in the south-eastern Alps*. In: Cantonati M., Bertuzzi E., Spitale D. (ed.). *The spring habitat: biota and sampling methods*. *Monografie del Museo Tridentino di Scienze Naturali*, **4**: 31-39.
- Spitale D., Bertuzzi E., Cantonati M., 2007. *How to investigate the ecology of spring habitats on the basis of experiences gained from a multidisciplinary project (CRENODAT)*. In: Cantonati M., Bertuzzi E., Spitale D., *The spring habitat: biota and sampling methods*. *Monografie del Museo Tridentino di Scienze Naturali*, **4**: 19-30.
- Spitale D., Leira M., Angeli N., Cantonati M., 2012. *Environmental classification of springs of the Italian Alps and its consistency across multiple taxonomic groups*. *Freshwater Science*, **1** (2): 563-574.
- Stoch F., 1985. *Indagine faunistica sugli anfipodi delle acque interne della Venezia Giulia (Italia nordorientale)*. *Bollettino della Società Adriatica di Scienze Naturali in Trieste*, **68**: 53-65.
- Stoch F., 1993. *Indagini faunistiche sui crostacei delle acque sotterranee della Val Torre (Italia Nordorientale)*. *Gortania, Udine*, **14**: 167-183.
- Stoch F., 1996. *La fauna della acque carsiche sotterranee delle valli del Torre e del massiccio La Bernadia*. *Memorie dell'Istituto Italiano di Speleologia*, s. II, **8**: 81-88.
- Stoch F., 1997. *La fauna delle acque carsiche sotterranee delle valli del Natisone*. *Memorie dell'Istituto Italiano di Speleologia*, s. II, **9**: 89-100.
- Stoch F., 1998. *Fauna a microcrostacei*. In Cantonati M. (Ed.), *Le sorgenti del Parco Adamello-Brenta. Ricerche idrobiologiche su fonti non captate*. Parco documenti, Parco Adamello Brenta : 151-159.
- Stoch F., 1999a. *I macroinvertebrati delle acque interne del Friuli-Venezia Giulia (Italia nord-orientale): Anfipodi (Crustacea, Amphipoda)*. *Gortania, Atti del Museo Friulano di Storia Naturale, Udine*, **21**: 133-160.
- Stoch F., 1999b. *I macroinvertebrati delle acque interne del Friuli-Venezia Giulia (Italia nord-orientale): Isopodi (Crustacea, Isopoda)*. *Gortania, Atti del Museo Friulano di Storia Naturale, Udine*, **21**: 161-176.
- Stoch F., 2000. *Isopodi e Anfipodi (Crustacea, Malacostraca) della Provincia di Bergamo: nota sulle specie rinvenute nelle grotte e nelle sorgenti*. In: Pezzoli E., Spelta F. (eds.), *I molluschi delle sorgenti e delle "acque sotterranee"*. IX aggiornamento al censimento. *Monografie di Natura Bresciana*, **24**: 231-241.
- Stoch F., 2001. *Primi risultati sull'uso degli organismi stigobi come indicatori di qualità ambientale*. *Speleologia Veneta*, **9**: 157-163.
- Stoch F., 2003. *Indagini ecologiche e faunistiche sulla meiofauna (Acari e Crostacei) di alcune sorgenti del Parco Naturale delle Prealpi Giulie (Italia nord-orientale)*. *Gortania, Atti del Museo Friulano di Storia Naturale, Udine*, **25**: 239-250.
- Stoch F., 2006. *I Copepodi*. In: Sambugar B., Dessi G., Sappelza A., Stenico A., Thaler B., Veneri A., *Fauna sorgentizia in Alto Adige*. Provincia Autonoma di Bolzano, Dipartimento all'Urbanistica, Ambiente e Energia: 322-323.
- Stoch F., 2007. *Copepods colonising Italian springs*. In: Cantonati M., Bertuzzi E., Spitale D. (ed.). *The spring habitat: Biota and sampling methods*. *Monografie del Museo Tridentino di Scienze Naturali*, **4**: 217-235.
- Stoch F., Galassi D.M.P., 2010. *Stygobiotic crustacean species richness: a question of numbers, a matter of scale*. *Hydrobiologia*, **653**: 217-234.
- Stoch F., Valenti D., Chiesi M., Tomasin G., 2008. *Monitoraggio biologico delle sorgenti salse di Poiano (Reggio Emilia)*. *Memorie dell'Istituto Italiano di Speleologia*, s. II, **21**: 453-460.
- Stoch F., Arteau M., Brancelj A., Galassi D.M.P., Malard F., 2009. *Biodiversity indicators in European groundwaters: towards a predictive model of stygobiotic species richness*. *Freshwater Biology*, **54**: 745-755.
- Torquin M.J., 1981. *La pollution des eaux souterraines: incidence sur les biocenoses cavernicoles*. 1° Colloque national sur la protection des eaux souterraines, Besançon, C.P.E.P.E.S.C., **2**: 341-347.
- Vervier P., Gibert J., 1991. *Dynamics of surface water/groundwater ecotones in a karstic aquifer*. *Freshwater Biology*, **26**: 241-250.
- Von Fumetti S., Nagel P., 2011. *A first approach to a faunistic crenon typology based on functional feeding groups*. In: Cantonati M., Gerecke R., Jüttner I., Cox E.J. (Ed.), *Springs: neglected key habitats for biodiversity conservation*, *Journal of Limnology*, **70**, Suppl. 1: 147-154.
- Webb D.W., Wetzel M.J., Reed P.C., Phillippe L.R., Young T.C., 1998. *The macroinvertebrate biodiversity, water quality, and hydrogeology of ten karst springs in the Salem Plateau Section of Illinois, USA*. In Botosaneanu L. (Ed.), *Studies in crenobiology. The biology of springs and springbrooks*: 39-48.
- Williams D.D., Williams N.E., 1998. *Invertebrate communities from freshwater springs: what can they contribute to pure and applied ecology?* In Botosaneanu L. (Ed.), *Studies in crenobiology. The biology of springs and springbrooks*: 251-261.