



Università degli Studi di Ferrara

DOTTORATO DI RICERCA IN
"Biologia Evoluzionistica e Ambientale"

CICLO XXI

COORDINATORE Prof. Guido Barbujani

**"RISPOSTA DELLA COMUNITA' BENTONICA
AD UN GRADIENTE LONGITUDINALE
IN TRE TORRENTI MONTANI"**

Settore Scientifico Disciplinare BIO/07

Dottorando

Dott. Greta Rolfini

Tutore

Prof. Elisa Anna Fano

Anni 2006/2008

INDICE

1. Introduzione	2
2. Ecosistemi Headwater	4
3. La dimensione longitudinale e le risposte delle comunità bentoniche secondo le teorie ecologiche classiche ed i nuovi modelli ecologici	5
4. Area di studio.....	14
4.1. IL PARCO NAZIONALE DELLE DOLOMITI BELLUNESI	14
4. Materiali e Metodi	18
4.1. TECNICHE DI CAMPIONAMENTO	18
4.2. ELABORAZIONE DEI DATI	19
5. Risultati e Discussioni.....	23
5.1. VALUTAZIONE INTRA-HABITAT DELLE RISPOSTE SPAZIALI DELLE COMUNITÀ BENTONICHE	23
5.1.1. <i>Torrente Caorame</i>	23
5.1.2. <i>Torrente Stién</i>	35
5.1.3. <i>Torrente Mis</i>	47
5.2. VALUTAZIONE INTER-HABITAT DELLE RISPOSTE SPAZIALI DELLE COMUNITÀ BENTONICHE SORGIVE.....	55
5.3. VALUTAZIONE INTER-HABITAT DELLE RISPOSTE SPAZIALI DELLE COMUNITÀ BENTONICHE TORRENTIZIE	60
6. Conclusioni	63
Bibliografia	66
<i>Allegato I</i>	72
<i>Allegato II</i>	83
<i>Allegato III</i>	87

1. Introduzione

L'identificazione e la spiegazione di come le comunità biologiche rispondono ai gradienti spaziali è ancora oggi uno tra i temi a cui gli studiosi di ecologia fluviale dedicano particolare interesse (Finn et al., 2005). Questo tipo di ricerche ha coinvolto particolarmente le comunità lotiche torrentizie, mentre per quanto riguarda gli ecosistemi sorgivi, ancora oggi, la maggior parte dei lavori si limita allo studio di singole tipologie di taxa e non di tutta la struttura delle comunità (Cantonati et al., 2006).

La grande attenzione che viene data alle comunità bentoniche è data dal fatto che questi organismi svolgono un ruolo ecologico centrale in molti ecosistemi, in particolare in quelli acquatici (Boulton, 2003), nei quali sono tra i taxa più ubiquitari (Voelz & McArthur, 2000), con maggiore diversità (Strayer, 2006) e con un ruolo chiave anche nei processi caratterizzanti (e.g.: decomposizione) (Casas et al., 2000, & Chauvet, 2002, Tanaka et al., 2006, Young et al., 2008).

Il River Continuum Concept (RCC) (Vannote et al., 1980) rappresenta lo studio che più viene utilizzato per la spiegazione dei cambiamenti longitudinali nella struttura e funzione delle comunità bentoniche. Sebbene siano presenti altre tipologie di dimensioni spaziali (laterale (Junk et al., 1989, 2004), verticale (Standfort et al., 1989, Ward, 1994) (oltre anche a quella temporale, Ward, 1994) è riconosciuto che quella longitudinale è la più appropriata per esaminare su ampia scala le risposte spaziali delle comunità zoobentoniche (Finn et al., 2005) e che gli ecosistemi montani siano i più adatti per studiare questa dimensione: in essi, infatti, le caratteristiche ambientali variano rapidamente con l'altimetria e come conseguenza si ha una variazione brusca nella struttura delle comunità lotiche. L'altimetria è perciò considerata una "variabile composta", che in realtà include molti altri fattori ambientali a essa correlati (e.g.: tipologia di substrato). In accordo a ciò bruschi cambiamenti nella struttura delle comunità lotiche sono stati documentati in diversi sistemi montani (e.g.: Ward, 1986, Bruns, Hale & Minshall, 1987).

Finn et al. (2005) evidenziano che, nonostante questi studi abbiano avuto il merito di aumentare lo stato delle conoscenze sulle diverse risposte spaziali delle comunità bentoniche, la quasi totalità dei lavori svolti sui tratti montani ha considerato esclusivamente il confronto tra tipologie di sistemi caratterizzati da diverse condizioni ambientali (e.g. diversa tipologia geologica, etc.), come conseguenza si è accettata un'assunzione generale per la quale poiché gradienti ambientali simili tendono ad essere accompagnati da simili gradienti biotici (cf.

Huston, 1994), sistemi lotici con simili caratteristiche fisiche, localizzati in una stessa regione, dovrebbero avere simili modelli biologici longitudinali. Sebbene siano già stati fatti confronti di modelli e processi spaziali longitudinali (Minshall et al., 1983), mancano ancora oggi studi che direttamente abbiano verificato l'ipotesi di modelli longitudinali simili dentro una piccola regione. Aumentare gli approfondimenti sui tratti montani potrebbe essere, quindi, un elemento importante sia per saggiare direttamente, all'interno di una piccola area, le risposte spaziali delle comunità bentoniche, sia per valutare la naturale variabilità tra i torrenti montani lungo la loro dimensione longitudinale.

Lo studio ha lo scopo di valutare le risposte della comunità bentonica al gradiente longitudinale in tre torrenti caratterizzati da simili condizioni ambientali e localizzati all'interno del Parco Nazionale delle Dolomiti Bellunesi, una tra le aree naturali di maggiore interesse ecologico del Nord Est Italia. Anche se negli ultimi anni l'interesse per questa tipologia di ambienti (Headwater) sta crescendo (Bretschko, 1969; Ward, 1994; Fureder et al., 1998; Haigh et al., 1998; Brittain et al., 2000), pochi studi ecologici (Maiolini et al., 2001) sono stati svolti sui sistemi torrentizi della alpi italiane, i campionamenti delle comunità zoobentoniche sono stati occasionalmente svolti allo scopo di studiare la distribuzione di singoli e specifici taxa (Rossaro, 1988; Rossaro & Mietto, 1998, Di Sabatino, 2003).

Svolgere lo studio su tre sistemi montani appartenenti alla medesima tipologia e localizzati in un'area naturale di grande valore ecologico, ha, quindi, la duplice importanza di poter saggiare le risposte spaziali delle intere comunità zoobentoniche, non limitandosi solo a singoli taxa, e di confrontare, direttamente, se queste variano tra tre sistemi simili dal punto di vista geomorfologico.

2. Ecosistemi Headwater

Con il termine *Headwater* gli studiosi identificano i tratti alti (montani) del sistema fluviale (Headstream) e gli ambienti sorgivi, nei quali, in condizioni naturali, si ha grande variabilità della portata, larghezza e profondità dell'alveo ridotte, abbondante vegetazione ripariale (Minshall, 1983). Si osserva tuttavia che, anche se questa classificazione è generalmente accettata ed ampiamente utilizzata in bibliografia (Clarke *et al.*, 2008), vi sono situazioni in cui con questo stesso termine si identificano i soli sistemi torrentizi di primo e secondo ordine, intermittenti e non, e le sorgenti (Ward, 1994, Meyer *et al.*, 2007); in questo studio ci si riferisce alla prima definizione.

Le zone "alte" del sistema fluviale costituiscono una parte importante di tutto il *river network*: è stato stimato, infatti, che, nel bacino di drenaggio, possono rappresentare in totale circa i tre quarti della lunghezza del canale fluviale (Leopold *et al.*, 1964, Benda *et al.*, 2005). Nonostante singolarmente abbiano piccole dimensioni, questi tratti sono importanti fonti di acqua, sedimento e biota per le zone a valle (*Downstream*) (Sidle *et al.*, 2000), sono zone "critiche" per il "processing" della sostanza organica morta (Bilby *et al.*, 1980, Wallance *et al.*, 1997) e per il ciclo dei nutrienti (Peterson *et al.*, 2001, Bernhardt *et al.*, 2005). Diversi autori hanno suggerito che le *Headwater* possono essere un elemento vitale per il mantenimento della funzione, dell'integrità (Meyer & Wallance, 2001, Bernhardt *et al.*, 2005, Wipfi *et al.*, 2007) e della biodiversità di tutto il sistema fluviale (Meyer & Wallance, 2001, Heino *et al.*, 2005). Meyer *et al.* (2007) danno un *overview* della diversità dei taxa che colonizzano i torrenti e sottolineano l'importanza che questi tratti potrebbero avere come siti rifugio, nei quali gli organismi possono trovare protezione sia da eventi estremi, quali ad esempio cambiamenti bruschi di temperatura e portata, che dalla predazione e dall'introduzione di taxa.

Clarke *et al.* (2008) sostengono che la reale importanza dei tratti a monte può essere meglio compresa se si considerano le *Headwater* non in modo isolato, ma come zone appartenenti ad un unico sistema fiume, a conferma di ciò Freeman *et al.* (2007) evidenziano che se nella valutazione della produttività delle *Headwater*, rispetto alle *Downwater*, si considerasse non il contributo del singolo tratto, ma quello dato considerando l'estensione totale degli stessi, si potrebbe concludere che i tratti a monte non sono meno produttivi di quelli a valle.

3. La dimensione longitudinale e le risposte delle comunità bentoniche secondo le teorie ecologiche classiche ed i nuovi modelli ecologici

Il riconoscimento di risposte spaziali in risposta a gradienti longitudinali delle comunità biologiche è stato alla base di molti studi dell'ecologia fluviale. Si osserva tuttavia che gli approcci usati per identificare e spiegare la presenza di questa dimensione hanno subito, nel tempo, notevoli variazioni: in passato i fiumi erano descritti come sistemi nei quali le comunità biologiche erano organizzate in zonazioni longitudinali discrete in risposta al solo gradiente fisico (Illies *et al.*, 1963, Hynes, 1970).

Successivamente Vannote *et al.* (1980) ampliarono il suddetto approccio ed inclusero anche il concetto di relazioni funzionali ("*functional relationship*"): nel **River Continuum Concept** (RCC) gli autori descrivono la struttura e la funzione delle comunità lungo il gradiente (longitudinale) del sistema lotico; secondo questo modello i gradienti dei parametri fisici (continui e non più discreti) che si creano lungo il corridoio fluviale vanno a "stimolare una serie di risposte nelle popolazioni (...) che risultano in un continuum di adattamenti biotici", rivolti all'utilizzo efficace della sostanza organica trasportata lungo il corso d'acqua. Questi adattamenti continui conducono le comunità ad avere un meccanismo sincronizzato di sostituzioni delle specie su scala longitudinale e temporale, per mantenere la perdita di energia al minimo ed avere un'efficiente funzionalità dei processi che ripartiscono il flusso di energia lungo il fiume e nel corso del tempo.

La zonazione fatta dal RCC esamina non solo la struttura delle comunità zoobentoniche, ma anche i processi ecosistemici (Produzione e Respirazione), il fiume viene quindi descritto come un sistema prevalentemente eterotrofo, caratterizzato da tratti alti (montani) e terminali nei quali il rapporto Produzione (P)/ Respirazione (R) è minore di uno; secondo questo modello (RCC) la luce è il fattore determinante di questa situazione, infatti, nei corsi d'acqua a monte, specialmente vicino alla sorgente, la fitta vegetazione ripariale va ad ombreggiare molto le acque, di conseguenza, la quantità di luce non è sufficiente ad instaurare una comunità in grado di procurare un buon livello di produttività primaria autoctona, anche perché le correnti abbastanza forti e la grande variabilità di portata non permetterebbero agli autotrofi di fissarsi al substrato. La mancanza di produttività autoctona rende il tratto montano un ambiente eterotrofo fortemente dipendente dall'input alloctono di energia sotto forma di detrito derivante dalla vegetazione ripariale, in cui il rapporto P/R risulta a favore di quest'ultima. Il detrito, soprattutto di origine vegetale, è grossolano (*Coarse Particulated*

Organic Matter-CPOM), per questo motivo a monte la comunità zoobentonica è caratterizzata da *Shredder* e *Collector*, con pochi *Scraper* e *Grazer*.

Quando la sezione e l'ordine del fiume aumentano si ha un passaggio verso l'autotrofia, perché le acque più lente e la minor influenza della componente vegetale riparia rendono possibile la vita del fitoplancton, periphyton, alghe e piante acquatiche: è su questa comunità autoctona, secondo Vannote, e non più sul detrito alloctono, che si basano le comunità del tratto fluviale intermedio, il cui rapporto P/R è più equilibrato, se non maggiore dell'unità, e segue fluttuazioni stagionali. Ciò si riflette nella struttura comunitaria del macrobentos: aumentano gli *Scraper* e i *Collector*, mentre gli *Shredder* diminuiscono, principalmente perché la sostanza organica è già stata ridotta a FPOM (*Fine Particulated Organic Matter*) dalle comunità più a monte. Scendendo ulteriormente ed addentrandosi nel *large river* (ordine maggiore di 6) si assiste ad un nuovo passaggio all'eterotrofia, in questo caso dovuta alla maggiore torbidità delle acque causata dalla crescente sedimentazione e dalla fine granulometria. In questo tratto fluviale la sostanza organica prevalente è di dimensioni ridotte (FPOM e UFPOM), poiché è già stata processata a monte, come conseguenza di ciò, la comunità zoobentonica è caratterizzata da grande abbondanza di *Collector*.

Il RCC sostiene quindi che le comunità zoobentoniche che colonizzano i tratti a fondovalle sono adattate, e sostenute, dall'"inefficienza" degli organismi delle zone a monte.

Per quanto riguarda i predatori, secondo Vannote e coll. (1980) essi sono presenti in quantità più o meno costante in tutti e tre i tratti considerati, confermando l'importanza del loro ruolo di regolatori (*top-down*) sulla comunità.

Dal punto di vista della biodiversità tassonomica, la perturbazione termica e la produttività presente nei tratti intermedi si traduce nella maggiore diversità in specie, che appare così seguire un andamento unimodale il cui massimo si trova in corrispondenza del "*middle-reach*": questo fa pensare che l'instabilità fisica di un sistema venga "tamponata" da un'alta biodiversità, permessa dall'alto numero di nicchie e dai diversi tempi di sviluppo degli organismi, fattore che a sua volta lascia la possibilità di rimpiazzare una specie che ha terminato il suo stadio acquatico con un'altra avente il suo stesso ruolo funzionale.

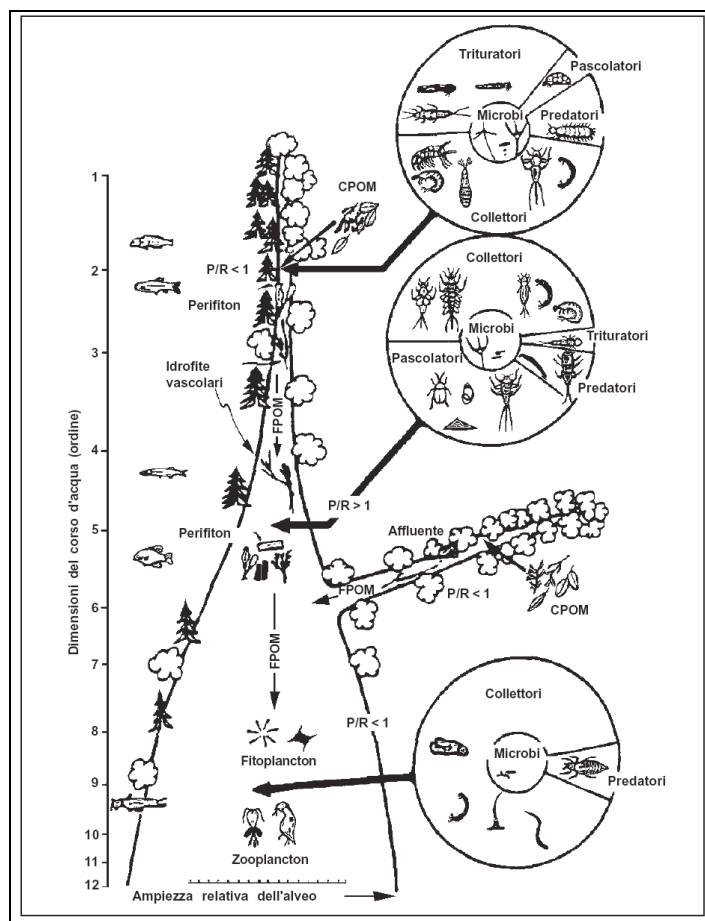


Fig.1: zonazione longitudinale fatta da Vannote *et al.*, 1980 mediante il *River Continuum Concept* (RCC)

Anche se la teoria del *Continuum* è stata a lungo oggetto di tentativi di applicazione e di dimostrazione, Minshall *et al.* (1983, 1985) la ripresero e la aggiornarono, cercando di adeguarla anche a piccoli sistemi svincolandola dall'ordine del fiume, soprattutto per farle superare il difetto di non essere di grande utilità in ambienti inseriti in biomi diversi da quelli a cui appartenevano i fiumi studiati da Vannote e di non considerare gli eventi dei cambi di portata. Per Minshall la distinzione si limita a due sezioni, quella montana, denominata *Headstream*, e quella di valle, *Downstream*. Al primo tratto appartengono corsi d'acqua dalla portata e dalle caratteristiche idrodinamiche variabili, con larghezza e profondità dell'alveo ridotte e contornati da molta vegetazione ripariale; la comunità macrobentonica in questo settore risulta adattata a processare il CPOM, confermando quanto ci si attendeva dal *River Continuum Concept*. Al secondo settore si ascrivono i fiumi dalle caratteristiche dei corsi d'acqua di pianura, con alveo più ampio dalla fine granulometria, portata cospicua, flusso e corrente regolari e scarsa ombreggiatura: qui si trovano *Collector*, perché il materiale organico è in prevalenza FPOM.

L'integrazione fatta da Minshall e coll. (1983, 1985), però, risultò per alcuni studiosi non sufficiente: Junk *et al.* (1989) conclusero che in alcuni grandi ecosistemi fluviali, fonti alternative di sostanza organica alloctona sono più importanti del trasporto proveniente dalla zona a monte. In sistemi lotici caratterizzati da interazioni tra il fiume ed il bacino circostante, la produttività della vegetazione riparia e il "processing" della materia organica nel bacino stesso, possono alterare profondamente il *pattern* longitudinale previsto dal RCC. Nella teoria del **Food Pulse Concep** (FPC) Junk *et al.* affermano che prolungati e prevedibili aumenti della portata sono "la principale forza che controlla il biota nei fiumi di pianura": la maggior parte della biomassa animale in "fiumi non alterati" deriva dalla produzione del bacino e non dalla sostanza organica trasportata dalle zone a monte. La sostanza organica proveniente dal bacino risulta più labile del FPOM trasportato (in relazione alla maggior rapidità con cui entra nel fiume), sebbene la decomposizione avvenuta in ambiente terrestre ne abbia ridotto il valore nutritivo. La quantità di materia organica disponibile al biota dipende dalla densità della vegetazione nel bacino, mentre l'accessibilità e la ritenzione della sostanza organica sono funzione della frequenza e della durata degli eventi di piena e dell'estensione della superficie del bacino che viene inondata. Comparando i grandi fiumi con fiumi canalizzati, Sedell *et al.* (1989) concludono che questi ultimi, possono rispettare quanto previsto dal RCC. Fiumi senza tratti canalizzati, quindi con un bacino esteso, possono ricevere quantità sufficienti di materia organica dagli input "laterali", mentre l'input dalla zona a monte gioca un ruolo secondario. Gli autori affermano, inoltre, che il fiume non è un *continuum* bensì una sequenza di *patch* di varia lunghezza ed estensione.

L'importanza della tipologia e del contributo del territorio circostante il canale fluviale è riconosciuto anche da Corkum (1990), nel suo studio, nel quale si confrontano *pattern* spaziali di comunità macrobentoniche in fiumi che attraversano diversi tipi di biomi, l'autrice dimostra che le influenze del territorio circostante sono più importanti nella determinazione dei *pattern* spaziali, rispetto alle caratteristiche longitudinali dei corsi d'acqua, sia in composizione di specie, che in densità di individui, evidenziando delle associazioni di macroinvertebrati tipiche per usi del territorio circostante diversi ("farmlands", "mixed lands", "forest"). L'importanza di questa teoria sostenuta dalla Corkum può essere capita se si considera che caratteristiche geografiche come il tipo di suolo, la copertura vegetazionale e la topografia influenzano fattori come la temperatura, la portata e il substrato che andranno poi a determinare le associazioni bentoniche.

Cummins (1992) sottolinea ulteriormente l'importanza della zona vegetazionale ripariale quale punto fondamentale delle interazioni fra territorio e acqua corrente e particolarmente soggetto a cambiamenti climatici. Dalla vegetazione ripariale dipendono i tempi di immissione del detrito ed i tempi di turnover dello stesso nel corso d'acqua, elementi questi che andranno ad incidere notevolmente sulle associazioni di invertebrati che utilizzano il detrito.

Thorp & DeLong (1994) nel ***Riverine Productivity Model*** (RPM) affermano che, a differenza di quanto sostenuto da Vannote *et al.* (1980) e dalla successive integrazioni (Minshall, 1983, 1985, Junk *et al.*, 1989), una sostanziale porzione di carbonio organico effettivamente assimilato dagli organismi che colonizzano tratti *Downstream* di grandi fiumi, deriva da combinazione di produzione autoctona (fitoplancton, alghe bentoniche, piante vascolari e muschi) e di *input* diretti dalla zona ripariale (foglie abscisse, POC e DOC) non solo nei periodi di piena, come sostenuto da Junk *et al.* (1989).

Secondo il modello del RPM la produzione autoctona e l'input organico dalla zona ripariale rappresentano la fonte principale di sostanza organica nelle catene trofiche di grandi fiumi con tratti canalizzati. Il lavoro assume che il carbonio proveniente dalla zona a monte sia la componente principale della frazione trasportata (Trasported Organic Matter - TOM) e della materia organica bentonica (Benthic Organic Matter - BOM), ma la natura refrattaria del TOM, nei grandi fiumi, riduce il suo valore all'interno delle catene trofiche. Al contrario, il carbonio di origine autoctona e gli input provenienti dalla zona ripariale, in proporzione, sono più importanti essendo relativamente labili e quindi facilmente assimilabili dagli organismi eterotrofi.

Secondo gli autori del RPM i primi modelli, che hanno descritto il gradiente spaziale longitudinale considerando la disponibilità dei nutrienti, hanno sovrastimato l'importanza del contributo proveniente dalle *Headwater* a scapito di una sottostima degli apporti autoctoni. In conseguenza a ciò Thorp & DeLong. (1994, 2002) si discostano dalle previsioni di Vannote *et al.* (1980) e Minshall (1983, 1985), i quali sostenevano che la maggior parte dei macroinvertebrati in questi tratti erano rappresentati da *Collector*, che utilizzano il FPOM trasportato dalla zona a monte, e da predatori, che rappresentano una piccola porzione della comunità. Anche Junk *et al.* (1989), sebbene nel FPC sostengano una diversa origine per il FPOM, il gruppo funzionale dominante è sempre quello dei *Collector*.

Il RPM mediante un enorme sforzo di campionamento effettuato nell'ambito di ricerche su bivalvi e pesci, riporta che i *Collector* non sono più il gruppo funzionale dominante, riferendosi a dati relativi all'Ohio River (Thorp, 1992) gli autori evidenziano che i Grazer rappresentano il 42% della comunità di macroinvertebrati. Tali gruppi funzionali, secondo quanto riportato nel RCC, non dovrebbero essere importanti nei grandi fiumi. I *Collector* continuano a costituire una importante porzione della comunità (49%), ma la loro densità è maggiore a riva (73 ind. m²) rispetto al canale principale (12 ind. m⁻²). La natura di comunità fluviali come queste, suggerisce che altre fonti di FPOM sono importanti nel definire le catene trofiche. Nell'RPM viene ipotizzato che il carbonio derivato dalla produzione primaria e dalla zona ripariale contribuiscono significativamente alla produttività dei macroinvertebrati in molti fiumi; in alcuni sistemi essi possono essere la fonte principale di energia che sostiene la comunità.

E' importante non dimenticare che anche le variazioni stagionali influenzano notevolmente e spesso determinano le condizioni di autotrofia ed eterotrofia. Infatti, per esempio, con il sopraggiungere della stagione primaverile e di quella estiva aumenta la relativa importanza della produzione primaria autoctona, mentre l'input di detrito organico è massimo in autunno con la caduta delle foglie dalle piante decidue.

Nonostante le suddette integrazioni e modificazioni del RCC, il concetto di gradiente longitudinale continuo rimane ancora oggi generalmente accettato e considerato uno dei pilastri fondamentali dell'ecologia dei sistemi lotici, su cui si basano la quali totalità dei lavori (Hestir, 2007).

Questo tipo di modello, integrato da Minshall (1983, 1985), però, oltre a non considerare in modo adeguato l'importanza del bacino di drenaggio (Junk *et al.*, 1989, 2004) e del contributo della produzione e disponibilità di sostanza autoctona (Thorp & DeLong, 1994), sembra essere non adatto, a generalizzare le caratteristiche dei sistemi localizzati ad alti rilievi, nei quali vi è un'alta variabilità delle condizioni climatiche e geologiche e prevale l'importanza delle condizioni geomorfologiche locali e le alterazioni del paesaggio (Montgomery, 1999).

Il ruolo dei parametri abiotici "locali" assume così, ancora una volta, come nei primi studi, un elemento chiave per la comprensione delle caratteristiche strutturali e funzionali delle comunità zoobentoniche. In questo contesto si inserisce il lavoro di Poole (2002), il quale propone una descrizione dei sistemi lotici, alternativa a quella di Vannote *et al.* (1980) e Minshall (1983), secondo la quale i fiumi sono composti da un **discontinuum** di *patch*

(idrogeomorfologiche) in cui le comunità rispondono alle caratteristiche locali del paesaggio fluviale; l'autore sottolinea che le caratteristiche, strutturali e funzionali, in *patch* che appartengono allo stesso segmento fluviale (*Headstream* o *Downstream*), ma che sono di tipologia diversa, non necessariamente sono più simili rispetto alla struttura ed alla funzione in stesse tipologie di *patch* localizzate in segmenti fluviali diversi. Mentre il *continuum* assume che la struttura ed il funzionamento dei segmenti fluviali è sempre più simile a quella dei segmenti vicini, l'approccio del *discontinuum* non accetta questa assunzione, sostenendo, che all'interno della dimensione longitudinale i segmenti fluviali sono sì collegati tra loro, ma allo stesso tempo i loro stessi arrangiamenti longitudinali, all'interno dell'interno *river network*, sono unici e dinamici (Poole, 2002).

Secondo Poole (2002) il RCC può essere considerato, quindi, solo una rappresentazione ragionevole delle condizioni generali dei sistemi lotici, ma in realtà nessun fiume è un *continuum*.

Quanto sono prevedibili le condizioni dei fiumi e le caratteristiche ecologiche lungo la dimensione longitudinale del *river network*? Thorp et al. (2006) sostengono che questa importante questione rimane ancora oggi aperta e trovare una risposta univoca a questa domanda, non è semplice, e potrebbe anche non esserci. Gli autori riprendono il concetto di Poole (2002) sostenendo un lavoro svolto da Thoms & Pearson (2003), i quali descrivendo le "aree fluviali" mediante un totale di 230 variabili idrogeomorfologiche, conclusero che una tra le proprietà fondamentali dei fiumi è la presenza di zonazioni spaziali (*patch*) determinate proprio da caratteristiche idrogeologiche. Considerando questo studio i sistemi lotici secondo Thorp e coll. (2006) non sono formati da un gradiente *continuum* di caratteristiche fisiche, ma sono rappresentati da un gradiente di *patch* idrogeomorfologiche, che variano di dimensione e nel tempo. Le unità spaziali differiscono tra loro per le condizioni chimico - fisiche, in conseguenza anche le risposte delle comunità biologiche ed i processi produttivi saranno differenti e varieranno a seconda della tipologia di *patch*. Nel ***Riverine Ecosystem Synthesis*** (RES) gli autori riconoscono che le *patch* non sono riconducibili a sole unità spaziali (Hawke, 1975), ma rappresentano soprattutto importanti unità ecologiche, definite FPZs (*Functional Process Zones*). Si comprende come conoscere la progressione di queste zone lungo il "*river network*" potrebbe permettere una descrizione della complessità anche all'interno delle "*Functional Process Zones*" (FPZs). Modelli longitudinali all'interno delle FPZs potrebbero essere presenti come risultato di interazioni che avvengono su piccola scala (es. interazioni tra substrato e flussi idrologici). Questi ultimi cambiamenti, tuttavia, sono probabilmente

meno evidenti rispetto a quelli che avvengono tra i diversi tipi di zone funzionali (FPZs), perché le differenze idrogeomorfologiche tra la patch, e quindi tra le FPZs, sono maggiori (la variabilità tra le FPZs dovrebbe quindi essere maggiore rispetto alla variabilità all'interno della stessa FPZs) (Thorp et al., 2006).

Come possono essere distribuite le zone ecologiche (FPZs) lungo la dimensione longitudinale del sistema fluviale? Possono queste, essere modellizzate mediante il RCC? Per determinare se il RCC può prevedere la distribuzione delle FPZs è importante considerare che sia le *patch* ecologiche che le proprie caratteristiche idrogeomorfologiche sono scala dipendenti. I disturbi causati dalle variazioni della portata variano sia nel tempo che nello spazio lungo una dimensione longitudinale: brevi ed intense portate sono caratteristiche tipiche ed importanti soprattutto per i tratti fluviali a monte, mentre a valle l'intensità di questo parametro (portata) ha una durata maggiore (Thorp et al., 2006). Di conseguenza il concetto di *continuum* o di gradiente longitudinale in termini di variabilità dei flussi su scala temporale, può essere considerato presente per questa caratteristica delle *patch* idrogeomorfologiche (Hestir, 2007). La sostanza organica e le dinamiche trofiche, invece, possono essere caratteristiche non prevedibili lungo questa dimensione: in generale i tratti a monte (*Headwater*), rispetto a quelli di valle, tendono ad avere tempi di ritenzione corti della sostanza organica, ma questo è altamente variabile e dipende dall'idrogeomorfologia delle unità spaziali (Thorp et al., 2006). Può essere generalizzato un andamento continuo ma questo non può essere proposto come regola generale. In altre parole sembrerebbe che il modello del RCC possa prevedere solamente alcune delle caratteristiche delle unità funzionali (FPZs) e non tutte. Thorp et al. (2006) non rigettano totalmente le previsioni di Vannote et al. (1980), ma ritengono che questo trend possa essere limitato ad alcune delle caratteristiche interne alle zone ecologiche, mentre il gradiente longitudinale su scala spaziale più ampia può essere descritto come un mosaico nel quale le caratteristiche dei parametri abiotici e della struttura e funzione delle comunità seguono un continuum di discontinuità, così come sostenuto da Poole (2002).

Si osserva, che le numerose critiche ed integrazioni fatte al RCC derivano, quasi per la totalità, da studi fatti sulla parte terminale (*Downwater*) del sistema fluviale, come riportato da Tockner et al. (2000), questo potrebbe portare a valutazioni ecologiche distorte sia sulla struttura che sulla funzione delle *Headwater*, caratterizzate, a differenza dei tratti a valle, da caratteristiche ambientali fortemente variabili nel tempo e nello spazio.

Alcuni studiosi propongono che nella valutazione della dimensione longitudinale dei sistemi ecologici ed in particolare delle tipologie *Headwater*, non può mancare la considerazione della *connettività* (Ward, 1989, Pringle 2003/b) e, non meno importante, di come questa varia nel tempo e nello spazio (Freeman *et al.*, 2008, Leigh *et al.*, 2008). Quest'ultima proposta è un elemento da non sottovalutare, se si considera che i tratti alti dei sistemi fiume sono tra i più interessati agli interventi antropici, quali ad esempio costruzione di dighe, di captazioni per la produzione di energia idroelettrica, etc. Urge quindi, sia per i torrenti che per le sorgenti, uno sviluppo veloce delle ricerche scientifiche per una riduzione della mancanza di conoscenze su questi ecosistemi e per poter applicare misure per una tutela e salvaguardia loro e di tutto il *river network*.

4. Area di studio

4.1. Il Parco Nazionale delle Dolomiti Bellunesi

Il Parco Nazionale Dolomiti Bellunesi è un'area naturale localizzata nel nord est d'Italia (regione Veneto), coincide parzialmente con il territorio centromeridionale della provincia di Belluno, comprende la zona più meridionale della regione dolomitica e si estende per 31.512 ettari (circa il 10% della superficie della provincia di Belluno), 16.000 dei quali costituiti da otto Riserve Naturali della rete di riserve biogenetiche del Consiglio d'Europa, gestite dall'ex Azienda di Stato per le Foreste Demaniali: si tratta della più estesa area "selvaggia" del nord-est italiano. Il Parco ha sede a Feltre, interessa il territorio di 15 Comuni: Belluno, Cesiomaggiore, Feltre, Forno di Zoldo, Gosaldo, La Valle Agordina, Longarone, Pedavena, Ponte nelle Alpi, Rivamonte Agordino, Santa Giustina, San Gregorio nelle Alpi, Sedico, Sospirolo e Sovramonte.

La rete idrografica del territorio bellunese comprende soprattutto acque a regime torrentizio, le cui sorgenti possono sgorgare da nevai, da bocche di ritorno in superficie di acque di falda freatica o comparire improvvisamente nel bosco o in conche come risultato risorgivo del drenaggio e dell'inabissamento sotterraneo delle acque a monte; in quest'ultimo caso si possono trovare sorgenti carsiche e anche prati paludosi di pozze ad acqua perenne come quello dei Laghetti di Sant'Eustachio. Nel complesso tutti i corsi d'acqua costituiscono quindici diversi bacini imbriferi, il cui collettore principale è il fiume Piave, che nasce sul Monte Peralba; solo il Cismon è torrente immissario del Brenta.

I torrenti più importanti sono il Cismon, che scende dalle Pale di San Martino, il Caorame, il quale attraversa la Val Canzoi, il Cordevole, il Mis, che scorre nella valle del Mis e va a formare il lago artificiale omonimo, il Desedan e l'Ardo; altri torrenti sono lo Stien, il Grisiol e il Prampera. Nel territorio vi sono anche tre laghi: uno è il Lago di Vedana, gli altri due, entrambi artificiali, sono il Lago della Stua e il Lago del Mis; questi testimoniano, come molti altri evidenti interventi e sbarramenti, lo sfruttamento idrico ai fini della produzione di corrente elettrica.

Geograficamente il territorio del Parco è compreso tra il torrente Cismon ad Ovest, il Piave a Sud, la Val Zoldana ad Est, il passo Duran, Gosaldo e il Passo Cereda a Nord; i confini dell'area naturale sono stati fissati nel 1990, mentre l'Ente Parco, che ne cura la gestione, è stato istituito il 12 luglio 1993; si tratta quindi di uno fra i più giovani parchi nazionali italiani.

Nel Parco si possono incontrare geotopi e biotopi differenti tra loro e tutti molto affascinanti, di alta e media montagna, anche per il fatto che la geomorfologia e le condizioni climatiche nell'area non sono omogenee e presentano tratti caratteristici ad ogni versante: le Alpi Feltrine, nel settore occidentale, sono rappresentate da cime erbose di tipo prealpino, delle quali la più importante è il Monte Pavione (2335 m), e da altopiani scoscesi dolomitici raggiungibili attraverso la Val Canzoi; i Monti del Sole, pressappoco al centro del territorio del Parco, e il versante orientale si presentano come luoghi in cui la prevalenza delle forme è quella dei paesaggi dolomitici di origine glaciale, dove si osserva una comunione fra boschi, pianure da pascolo e creste, spuntoni, forre e ripide pareti di Dolomia.

Le montagne del territorio sono costituite principalmente da roccia sedimentaria di età fra i 235 e i 60 milioni di anni, tuttavia l'intera area è stata interessata a lungo da processi orogenetici conseguenti allo scontro fra placca europea e africana che hanno non solo consolidato la zona montuosa con rocce metamorfiche e basalti profondi (riconoscibili nell'alta Val del Mis e in Val Imperina), ma hanno anche portato in superficie depositi organogeni di Dolomia, Rosso Ammonitico, Calcari del Vajont e Calcari grigi, Biancone e Scaglia rossa. Questa "copertura", più labile e suscettibile all'esposizione degli eventi morfologici ed atmosferici, è stata esposta all'azione dello scivolamento dei ghiacciai e all'erosione dell'acqua dando origine a vallate dalle forme morbide o molto aspre, a paesaggi epigei ed ipogei dalle caratteristiche carsiche, conche, cadìni, buse o circhi glaciali, forre e altopiani straordinariamente presenti in contemporanea in questo luogo. Non mancano anche stratificazioni intermedie di argille e ghiaino, prova dell'intermittente e persistente attività orogenetica.

Le valli in cui scorrono torrenti risultano strette e a fianchi alti e ripidi, tanto da meritarsi il nome locale di canài (canali), mentre le valli di origine glaciale hanno fianchi che scendono più dolcemente e gradualmente ottenendo una forma vagamente ad "U" in visione frontale.

I gruppi montuosi compresi nel Parco sono le Alpi Feltrine con le vette di Feltre e il Cimonega, il gruppo Pizzocco-Brendol-Agnelezze, il Pizzon-Feruch-Monti del Sole, lo Schiara-Talvéna-Pelf, il Prampér-Spiz di Mezzodì, ed i monti Avena, Pavione, Castello di Moschesin, Tre Pietre e Sass de Mura. Di straordinario interesse è la presenza dell'altopiano carsico dei Piani Eterni, area che ospita uno dei più interessanti complessi ipogei italiani, la cui esplorazione, non ancora completata, si è spinta fino a 966 metri di profondità.

La diversa condizione ambientale ha reso diversi anche le comunità e gli insediamenti umani dei vari settori: le piccole frazioni affacciate sulle valli più scoscese e nel feltrino si contrappongono ai centri modesti dei fondovalle, più riparati, nell'agordino e a Zoldo.

Attorno alle cime si trovano frequentemente testimonianze della presenza umana, eccezion fatta per i severi Monti del Sole la cui natura dolomitica li ha resi inaccessibili all'uomo. Ancora oggi è facile ritrovare le calchère, forni un tempo usati per ottenere la calce, i vecchi siti di estrazione di mercurio e rame, alcuni ricoveri per attrezzi e bestiame, casere e malghe.

Dal punto di vista climatico, le vette del territorio fungono da primo ostacolo per i venti ed i moti dell'Adriatico, perciò la zona è caratterizzata da abbondanti precipitazioni piovose, soprattutto in maggio-giugno ed ottobre-novembre. Difficilmente tuttavia si assiste ad eventi violenti come quelli che talvolta si verificano nelle pianure sottostanti, perché le Dolomiti Trentine proteggono sufficientemente le vette più a destra dalle perturbazioni del Lago di Garda.

Le precipitazioni nevose, pur essendo frequenti e mantenendo il manto nevoso fino alla primavera inoltrata sopra ai 1700 metri, risultano oggi essere inferiori, in quantità e frequenza, rispetto ai decenni passati: ciò ha comportato la minore incidenza di una relativa aridità invernale che si presentava soprattutto a causa della grande percolazione dell'acqua libera sotto al suolo per il suo comportamento carsico.

Altra caratteristica meteorologica peculiare è la frequentissima presenza di nebbie e banchi di umidità, soprattutto d'estate, che rende le valli suscettibili al verificarsi delle inversioni termiche. Queste sono causate dal formarsi delle nebbie nel corso di giornate soleggiate e terse, che fungono da volano termico e mantengono più fredda e "ristagnante" l'aria nella valle rispetto all'aria delle cime che la circondano: ciò provoca la mancanza di un rimescolamento dell'atmosfera e il formarsi di ulteriore nebbia, fino a dare il "mare di nebbia" visibile soprattutto in Val Belluna, Valle Agordina e sotto al Passo Cereda.

In generale si possono individuare alcune caratteristiche comuni delle zone interessate dal campionamento che possano dare un'idea approssimativa del bioma in cui esse sono inserite. Innanzitutto la vegetazione segue una sorta di gradiente: partendo da una flora molto ricca nella fascia altitudinale di 600-800 metri sul livello del mare, costituita prevalentemente da prati erbosi, boschi di castagno e nocciolo, olmo, acero e tiglio, con un sottobosco dominato da ciclamini, mughetti, ranuncoli, gigli, orchidee e campanule, si passa ad una fascia tra 1000 e 1300 metri s.l.m. in cui si trovano già abieteti submontani, tassi, faggi ed ontani, nonché la

frequente *Campanula morettiana*, endemismo delle Dolomiti e simbolo del Parco; salendo ulteriormente fino a 1700 metri s.l.m. si incontrano sempre più frequentemente alberi che vanno a rappresentare la tipica flora montana (abeti rossi, pini e pini mughi) con arbusti di mirtillo. Numerosissimi i muschi, le epatiche, le dentarie e le felci, fra le quali compaiono anche specie rare o poco comuni. Dai 1700 ai 2000 metri s.l.m. ci si addentra nella zona subalpina inferiore, dove sono presenti rododendri, stelle alpine e sassifraga, con rari pini mughi, mentre oltre i 2000 metri le piante sono soprattutto colonizzatrici pioniere, di tipo erbaceo e arbustivo.

4. Materiali e Metodi

4.1. Tecniche di campionamento

Il campionamento delle sorgenti è stato fatto nelle mensilità di luglio e settembre del 2007 (periodo di massima presenza dei taxa – Barquin, 2008), vista la bibliografia di riferimento si è scelto di coinvolgere lo studio di tutte le tipologie di microhabitat (Rocce, Muschi, Pozze), utilizzando per ognuna metodologie appropriate, rispettivamente raschiatura delle rocce, raccolta in toto dei muschi e retino (15*20cm con maglia 100 μ) per le pozze, in quest'ultimo metodo la scelta dei 100 μ è stata fatta per poter includere nel campionamento anche quei taxa appartenenti agli organismi meiobentonici, i quali, come noto, sono tra quelli che maggiormente caratterizzano le comunità sorgive.

Lo studio della fauna macrozoobentonica ha interessato in totale dodici siti (C1, C2, C5, C6, C7, S1, S2, S3, S4, M1, M2, M3), localizzati nei torrenti Caorame (C1, C2, C5, C6, C7), Stién(S1, S2, S3) e Mis (M1, M2, M3), per un periodo da maggio a settembre di due anni successivi (dal 2006 al 2007); il campionamento è stato fatto mediante un retino di Surber (25*25 cm con maglie di 495 μ) modificato ed adattato al substrato grossolano, il materiale (3 repliche) raccolto in kartell da 1000 ml è stato fissato in sito, con formalina al 4%, e trasportato in laboratorio per la classificazione tassonomico-funzionale (Campaioli S., Ghetti P.F., Minelli A., Ruffo S., 1994; Merrit M. W., Cummins K.W, 1996; Thorp S.H., Covich A.P., 2001).

Durante le campagne di campionamento sono stati raccolti dati sui parametri abiotici per una caratterizzazione ambientale dei siti. Le variabili ambientali considerate sono state: granulometria del sedimento (stima visiva), profondità dell'alveo, velocità di corrente (Correntometro Series current velocity meters, Mod. 2100, Swoffer Instruments, Inc.), Ossigeno disciolto espresso come percentuale di saturazione e mg/l (Ossimetro OxiGuard Handy MK III), pH e temperatura (pHmetro e Termometro ad immersione Hanna Instruments HI 9026 pH/ORP meter), conduttività (Conduttimetro Conductivity meter HI 8333) e larghezza dell'alveo bagnato (cordella metrica).

Per l'anno 2007 su undici (C2, C6, C7, S1, S3, S4, M1, M2, M3) dei quattordici siti totali sono state eseguite, anche, misure dei principali nutrienti disciolti in acqua (NH_4^+ , NO_2 , NO_3^- , NTI, PO_4^-) (APHA,1992).

4.2. Elaborazione dei dati

I parametri abiotici sono stati raccolti ed organizzati in un unico dataset, per ogni stazione di campionamento si sono quindi calcolate le medie e le rispettive deviazioni standard (d.s.).

Sull'intero dataset (esclusi i nutrienti dei torrenti poiché non per tutti i siti erano disponibili le misure degli stessi) è stata applicata l'Analisi delle Componenti Principali (PCA) allo scopo di capire quale tra le variabili ambientali potesse essere considerata (maggiormente) caratterizzante i siti di campionamento. Mediante questa analisi (PCA) è stato quindi possibile ridurre il numero delle variabili esplicative e capire il grado di similarità ambientale tra le stazioni: la proiezione di queste nel piano bidimensionale riflette, infatti, la loro similarità dal punto di vista ambientale, siti localizzati in posizioni vicine saranno, dal punto di vista dei parametri abiotici, più simili rispetto a stazioni localizzate a distanze maggiori.

L'Analisi della Varianza (Anova 1-via, $p < 0,05$) è stata applicata per osservare se il valore dei parametri ambientali (variabili) fossero significativamente diversi tra i siti; i dati sono stati $\log(X+1)$ trasformati per assicurare uguale peso a tutte le variabili e soddisfare gli assunti dell'analisi (omoschedasticità della varianza), dove richiesto è stato svolto il test post-hoc di Tukey-Kramer HDS.

La classificazione della comunità bentonica è stata svolta mediante l'utilizzo di chiavi dicotomiche specifiche (Campaioli S., Ghetti P.F., Minelli A., Ruffo S., 1994; Merrit M. W., Cummins K.W, 1996; Thorp S.H., Covich A.P., 2001), il livello di classificazione raggiunto per il macrozoobentos è stato ove possibile quello di specie, generalmente, però, è stato quello di genere; per quanto riguarda gli organismi sorgivi, invece, la classificazione ha registrato maggiori difficoltà dovuta al fatto che parte della comunità è caratterizzata da taxa di piccole dimensioni (meiobentos), in questo caso, quindi, la classificazione si è dovuta fermare a livelli superiori al genere (e.g. Nematodi).

Per poter confrontare i nostri valori con quelli della bibliografia, le abbondanze espresse per ogni taxa, sono state riportate all'unità di superficie (individui/m²), sono stati quindi calcolate medie e relative deviazioni standard (d.s.).

L'intero dataset è stato $\log(X+1)$ trasformato, su questo si è calcolata la matrice di similarità mediante il coefficiente di Bray-Curtis ed è stata applicata, quindi, l'analisi Multidimensional-Scaling (MDS) per analizzare se i mesi e gli anni successivi (2006 e 2007) di campionamento

potessero influenzare l'abbondanza degli organismi nei vari siti. Dopo aver verificato l'assenza di questo effetto, è stato possibile effettuare un "pooling" dei dati e considerare perciò unitamente le repliche degli anni e mesi.

Lo studio sul dataset biologico è proseguito con il calcolo dei principali parametri di comunità (ricchezza (S) e abbondanza (N) degli organismi) ed indici biotici, per quanto riguarda questi ultimi in questo studio si è scelto di calcolare l'indice di diversità di Shannon (H'), di ricchezza di Margalef (d) e di equiripartizione di Pielou (J'), i quali saranno brevemente presentati di seguito:

l'indice di Shannon (H') è uno tra gli algoritmi più utilizzati negli studi ecologici, è un indice che considera, come dimostra la formula seguente, sia il numero dei taxa (S), sia la loro frequenza (abbondanza relativa) all'interno della comunità; il valore dell'indice aumenta all'aumentare della diversità, alti valori di Shannon, quindi, sono associati ad una comunità diversificata. I valori di H' variano da un minimo di zero, in corrispondenza al quale la comunità sarà caratterizzata dalla presenza di una sola specie, ad un massimo che dipende dal numero di specie riscontrate e dal loro grado d'equidistribuzione.

$$H' = - \sum_{i=1}^S [p_i (\log p_i)]$$

dove:

$p_i = n_i/N$ (frequenza relativa)

n_i = abbondanza della specie i-esima

N = numero totale di individui

S = numero di specie

l'indice di Pielou (J'), noto anche come indice di omogeneità o di equiripartizione, è anche esso uno tra gli indici biotici più utilizzati in ecologia; come dimostra la seguente formula, il calcolo di questo indice è legato al valore dell'indice di Shannon, ma a differenza di

questo, valuta solamente come gli organismi si distribuiscono all'interno della comunità: mentre H' considera sia la ricchezza che l'abbondanza dei taxa, J' considera solo quest'ultima variabile. Lo studio della distribuzione delle abbondanze degli organismi all'interno della comunità è essenziale per capire se la struttura di questa è caratterizzata da taxa ben equiripartiti, quindi presenti con abbondanze relative simili, o taxa dominanti, presenti con frequenze relative notevolmente maggiori rispetto agli altri. Una struttura ben equiripartita è tipica di comunità integre, dove sono presenti sia taxa tolleranti che sensibili alle fonti di perturbazioni; la presenza di taxa dominanti, e quindi di una comunità poco equiripartita, caratterizza situazioni di stress, nelle quali solo individui con particolari caratteristiche, quali ad esempio la tolleranza a determinate fonti di perturbazione, riescono a vivere. Il valore dell'indice di Pielou è compreso in un intervallo che va da zero ad uno, i valori prossimi allo zero identificano comunità caratterizzate da taxa dominanti, mentre i valori prossimi (o uguali) a uno sono tipici di comunità ben equiripartite.

$$J' = [H' / \ln S]^2$$

dove:

H' = Indice di Shannon

S = numero totale di specie presenti

L'**indice di Margalef (d)** è un indice biotico univariato che quantifica, come per J' , una sola componente di Shannon (H'), in questo caso rappresentata dalla ricchezza in specie (S). Il valore dell'Indice di Margalef (d) è, quindi, dipendente dalla numerosità dei taxa presenti nella comunità ed aumenta all'aumentare della ricchezza in taxa.

$$d = [S / (\log N)]^2$$

$$d = [S / (\log N)]$$

dove

S = numero di specie

N = numero di individui

L'utilità di usare un indice biotico per studiare la struttura di comunità risiede sia nella sintesi e nella semplicità di lettura che offre rispetto alla pura interpretazione di set di dati, sia nella relazione che si trova spesso tra l'andamento dell'indice, i fattori ambientali, la qualità ambientale ed eventi di stress. La ricchezza in specie, la diversità e la dominanza, infatti, possono variare in seguito ad episodi di perturbazione naturale o antropogenica.

Anche sul dataset biologico, così come quello delle variabili ambientali, è stata applicata, previa verifica degli assunti, l'Analisi della Varianza (Anova 1-via, $p < 0,05$) per osservare se ricchezza (S), abbondanza (N) e valore degli indici biotici potessero registrare differenze significative tra i siti di campionamento.

5. Risultati e Discussioni

5.1. Valutazione intra-habitat delle risposte spaziali delle comunità bentoniche

5.1.1. Torrente Caorame

Lo studio dei parametri abiotici ha evidenziato che il torrente Caorame è formato da un substrato grossolano nel quale prevalgono rocce, massi e ciottoli. I siti C1 e C2, localizzati più a monte, registrano la presenza di un alveo formato quasi esclusivamente dalle rocce (abbondanze $\geq 90\%$), le altre classi granulometriche sono assenti o limitate alle scarse zone di *pool*. Scendendo verso valle si osserva una maggiore eterogeneità del substrato ed un progressivo aumento delle classi granulometriche minori (ciottoli e ghiaia).

Le acque del torrente registrano sempre buona ossigenazione (% di ossigeno disciolto maggiore del 95%), bassa conducibilità (compresa tra i $0,23 \pm 0,03 \mu\text{S cm}^{-1}$ registrata in C6 ed i $0,25 \pm 0,03 \mu\text{S cm}^{-1}$ registrata in C7), pH basico, (compreso tra 8,28 in C2 e 8,47 in C7) e temperature comprese tra un minimo di 9°C (in corrispondenza di C1) ed un massimo di $11,81^\circ\text{C}$, in corrispondenza del sito più a valle (C7). Le concentrazioni dei principali Sali nutritivi (N-NO_3^- , N-NO_2^- , N-NH_4^+ , PO_4^{2-}) non differiscono significativamente ($p > 0,05$) tra i siti, la maggior parte dell'azoto inorganico è presente in forma nitrica (N-NO_3^-) con valori mai superiori a $49,4 \pm 6,4 \mu\text{M}$, registrati in corrispondenza del sito più a valle (C7); i valori dell'ortofosfato reattivo (PO_4^{2-}), anch'essi bassi, sono compresi tra i 0,1 ed i 0,2 μM .

La velocità di corrente è risultata minima nei siti C1 ($0,02 \pm 0,01 \text{ m s}^{-1}$) e C5 ($0,03 \pm 0,00 \text{ m s}^{-1}$), mentre gli altri tre siti (C2, C6, C7) registrano valori maggiori sempre al di sopra di $0,2 \text{ m s}^{-1}$. La profondità della colonna d'acqua, come da tabella, registra valori maggiori nei siti più a valle (C5, C6, C7) rispetto a monte (C1 e C2).

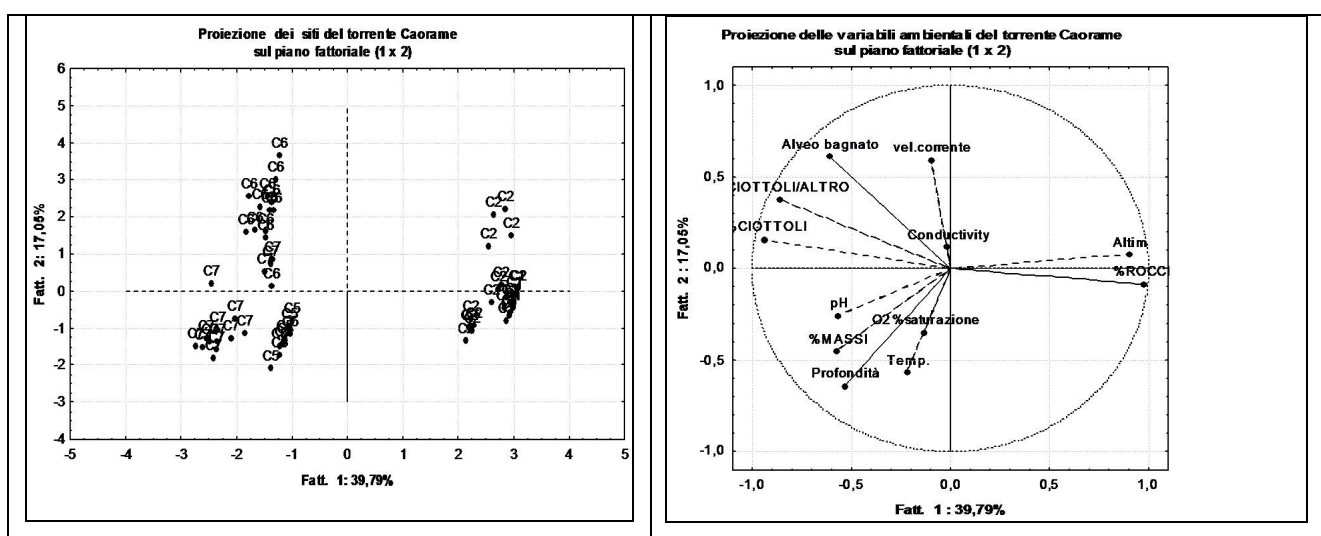
Torrente Caorame

Parametri abiotici	C1	d.s.	C2	d.s.	C5	d.s.	C6	d.s.	C7	d.s.
Altimetria (m s.l.m.)	875	0	760	0	625	0	580	0	360	0
Vel.corrente (m s ⁻¹)	0,02	0,01	0,30	0,32	0,03	0,00	0,35	0,19	0,23	0,20
Profondità (cm)	14,11	1,27	13,60	4,34	29,89	1,17	15,73	8,27	26,33	9,72
Alveo bagnato (m)	0,88	0,18	4,40	0,90	10,96	0,60	21,73	8,34	8,87	1,27
Temperatura (°C)	9,00	1,94	10,85	3,29	10,50	2,24	9,64	1,56	11,81	2,24
Conducibilità (µS cm ⁻¹)	0,24	0,02	0,24	0,03	0,24	0,00	0,23	0,03	0,25	0,03
pH	8,29	0,08	8,28	0,09	8,30	0,00	8,33	0,06	8,47	0,11
O2 (mg/l)	10,88	1,37	11,15	0,57	10,78	0,00	10,94	1,88	13,17	3,30
O2% (sat.)	101,33	19,50	100,27	2,63	95,59	0,00	91,54	27,20	117,47	30,93
ROCCE (%)	90	0	95	0	0	0	0	0	5	0
MASSI (%)	0	0	0	0	37	5	5	0	15	0
CIOTTOLI (%)	10	0	0	0	53	5	60	0	50	0
CIOTTOLI/ALTRO (%)	0	0	5	0	10	0	35	0	30	0
N-NH ₄ ⁺ (µM)	0,3	0,1	0,3	0,1	0,2	0,0	0,4	0,2	0,6	0,3
N-NO ₂ ⁻ (µM)	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0	0,1	0,1	0,2	0,2
N-NO ₃ ⁻ (µM)	47,0	8,2	47,1	8,3	40,5	3,1	46,8	13,0	49,4	6,4
NTI(µM)	47,4	8,2	47,5	8,3	40,9	3,1	47,3	13,1	50,1	6,2
PO ₄ ⁻ (µM)	0,1	0,0	0,1	0,0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,2	0,2

Tab.1.: valore dei parametri abiotici registrati nei siti del torrente Caorame (C1, C2, C5, C6, C7); i dati sono espressi come medie e deviazioni standard (d.s.)

L'Analisi delle Componenti Principali (PCA) ha spiegato circa il 57% della variabilità ambientale del torrente Caorame, quasi la totalità (40% circa) di questo valore è spiegata dal primo asse (fattore 1), nel quale i parametri con maggior peso sono l'altimetria (0,89) e la tipologia di substrato (rocce=0,96, ciottoli=0,94, ciottoli/altro=0,86). Il restante 17% circa della variabilità è spiegato, invece, dal secondo asse, nel quale profondità della colonna d'acqua (-0,64) e larghezza dell'alveo bagnato (0,62) sono i parametri con maggior peso.

L'ordinamento dei siti nel piano fattoriale (1x2) (Fig.2) evidenzia che l'asse verticale (fattore 2) separa nettamente le stazioni in due gruppi principali (C1-C2 e C5-C6-C7); i tre siti localizzati alla sinistra di questo possono essere ulteriormente suddivisi in due sottogruppi: C5-C7 localizzati nel terzo quadrante, e C6 localizzato nel quarto. Considerando questi risultati possiamo dire che C1 e C2 sono tra loro molto simili, ma nettamente diversi dalle restanti stazioni, che si localizzano infatti in posizioni molto più distanti (Clarke et al., 1994); la spiegazione di questa "dissimilarità" sembra essere dovuta principalmente all'altimetria, più elevata in C1 e C2, ed alla presenza di maggiori quantità di substrato roccioso, ancora una volta maggiore nei siti più a monte (C1 e C2).



Graf.1.: Risultati della PCA svolta sul *dataset* dei parametri ambientali del torrente Caorame

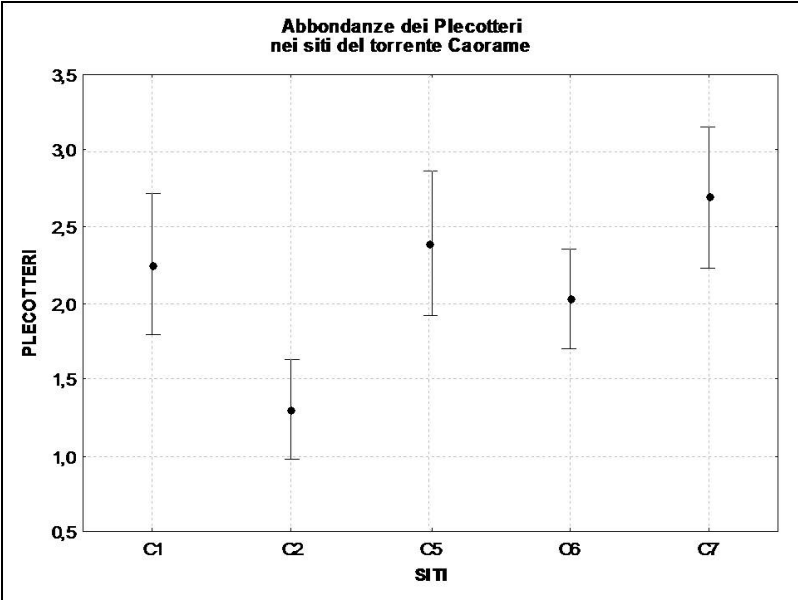
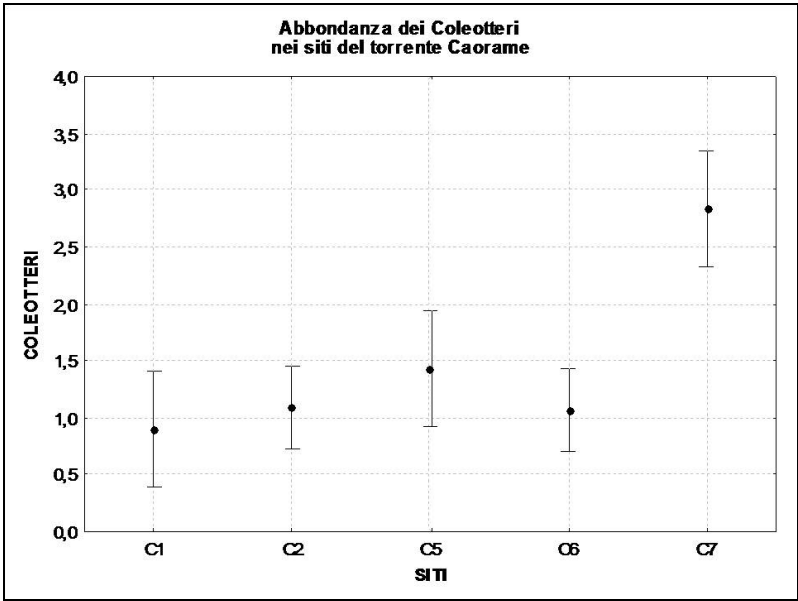
La mancanza di differenze significative tra i due anni di campionamento (2006 e 2007) ha permesso di effettuare un *pooling* dei dati e di considerare perciò unitamente le repliche del 2006 e del 2007.

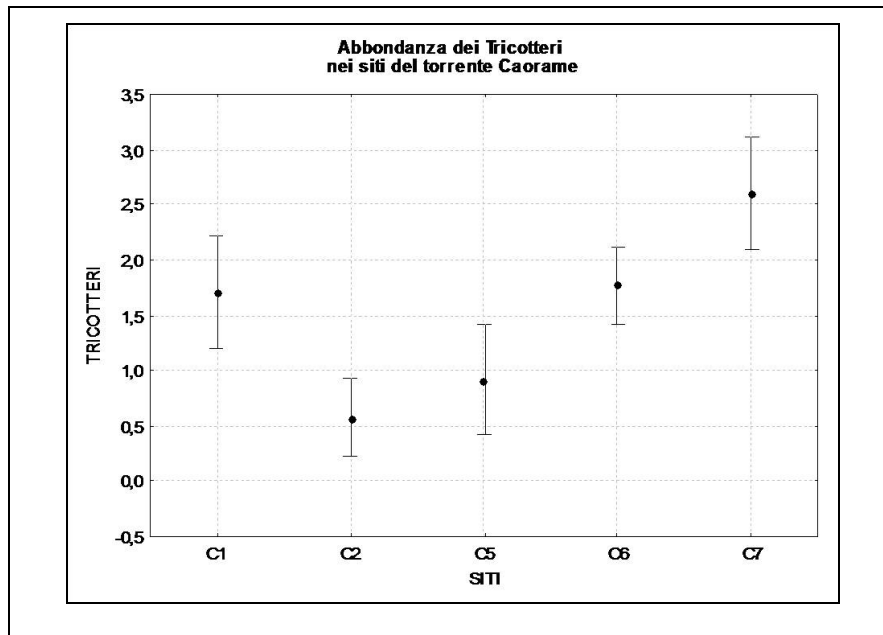
Il campionamento della comunità macrobentonica ha evidenziato che tra i Phyla presenti quello degli Artropodi risulta essere predominante (più del 90% della comunità) (Tab.1), come dimostrano i risultati di seguito (Tab.1.), tutti e cinque i siti sono caratterizzati da grandi abbondanze di Ordini sensibili alle fonti di inquinamento, tra questi, infatti, troviamo Plecotteri, Efemerotteri, Tricotteri, Coleotteri, abbondanti risultano essere anche i Ditteri.

Abbondanza (%) dei principali taxa nel torrente Caorame					
taxa	Siti				
	C1	C2	C5	C6	C7
Efemeroptera	47,32	31,46	10,21	17,47	5,97
Plecoptera	23,41	21,36	34,36	26,22	17,67
Tricoptera	16,69	≤5	≤5	11,96	19,29
Coleoptera	≤5	13,79	≤5	5,44	22,26
Diptera	10,91	29,13	44,56	33,46	10,48
Tricladi	0	0	5,65	≤5	≤5
Polmonata	0	0	0	≤5	5,40
Lumbriculida	≤5	0	0	≤5	≤5
Lumbricida	0	0	0	0	0
Anfipoda	0	0	0	0	0
ARNCHYNCHOBDELLIDA	0	0	0	≤5	≤5
HIRUDINEA	0	0	0	0	≤5
TUBIFICIDA	0	≤5	≤5	≤5	0
HAPLOTAXIDA	0	0	0	≤5	0
LUMBRICULIDA	≤5	0	0	0	≤5
LUMBRICIDA	0	0	0	0	0
MERMITHIDA	0	0	0	0	0
POLMONATA	0	0	0	0	0
ACARI	0	0	0	0	≤5
COLLEMBOLA	0	≤5	0	0	0

Tab.1.: abbondanza (%) dei principali taxa nei siti del torrente Caorame

L'Analisi della varianza (ANOVA, $p < 0,05$) ha registrato abbondanze dei Coleotteri marcatamente ($p < 0,01$) maggiori nel sito più a valle (C7), i Plecotteri, invece, sono risultati essere presenti con valori (abbondanze) minimi in C2, in corrispondenza di questo sito si osservano, anche, densità di Tricotteri generalmente minori (tranne verso C5) rispetto a tutte le altre stazioni ($p < 0,05$).





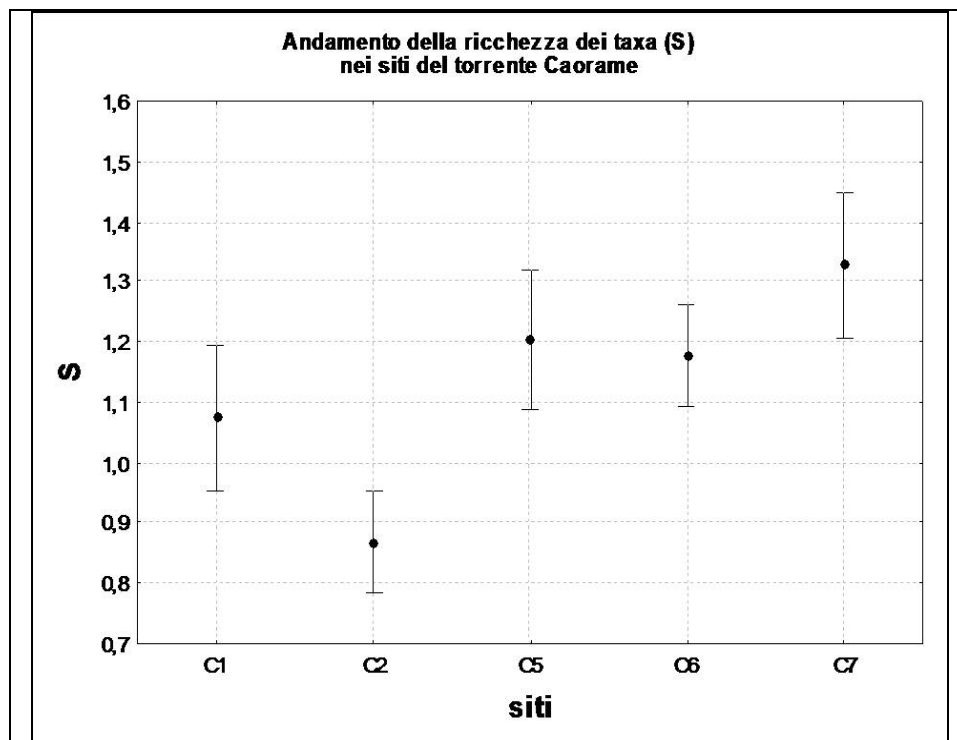
Graf.2.: abbondanze (dati $\log(X+1)$ trasformati) che hanno registrato differenze significative (Anova, $p < 0,05$) tra i siti del torrente Caorame (C1, C2, C5, C6, C7)

Lo studio della comunità macrozoobentonica ha evidenziato che tutti i siti del torrente Caorame sono caratterizzati dalla presenza di un alto numero di taxa (parametro S), con un massimo registrato nel sito C6 ($S=71$). Si osserva che questo parametro (valore assoluto) aumenta lungo il gradiente longitudinale: si registrano valori minimi in corrispondenza dei siti più a monte (C1, C2, C5) e valori generalmente maggiori nei siti più a valle.

Parametri di comunità		
Sito	N	S
C1	1589	46
d.s	1340,99	
C2	345	46
d.s	263,29	
C5	1584	46
d.s	1302,9	
C6	2037,3	71
d.s	1829,10	
C7	3288	65
d.s.	1435,2	

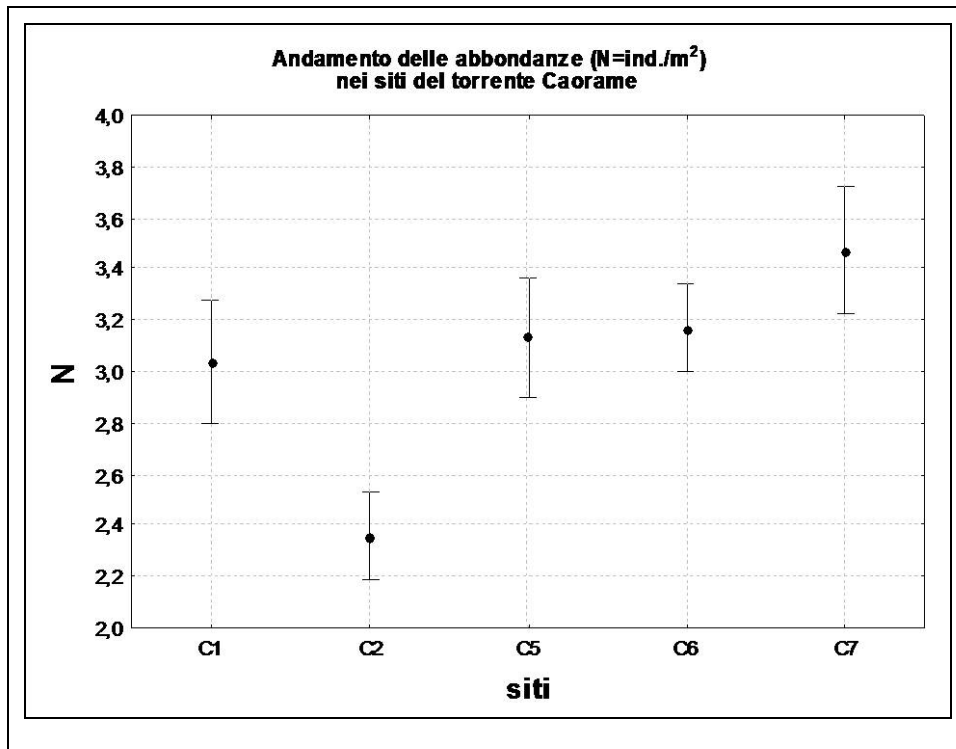
Tab.2.: valore dei parametri di comunità (N=abbondanza, S= diversità) registrati nei siti del torrente Caorame

L'Analisi della Varianza ha evidenziato che anche la ricchezza media dei taxa segue questo gradiente: nel sito C1, localizzato più a monte, la comunità, infatti, è meno diversificata ($p < 0,03$) rispetto al sito più a valle (C7); si osserva che in C2 è presente un'interruzione del gradiente longitudinale, infatti, in corrispondenza di questo sito la comunità bentonica risulta essere (mediamente) meno diversificata ($p < 0,01$) rispetto a tutte le altre stazioni (C5, C6, C7).



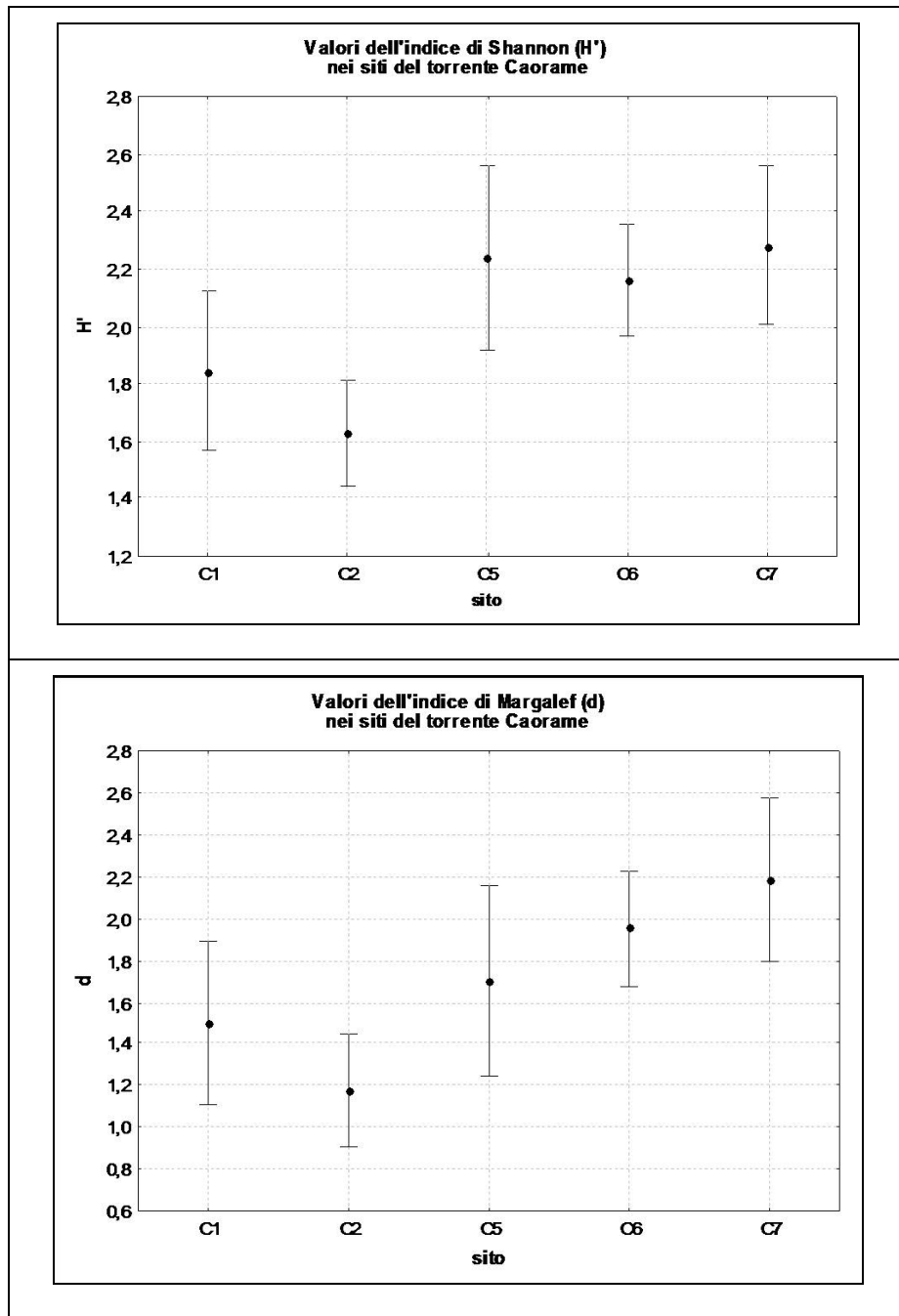
Graf.3.: andamento della ricchezza (media) dei taxa nei siti del torrente Caorame

I valori delle densità degli organismi ($N = \text{ind./m}^2$) aumentano procedendo verso valle, confermando, così, il *trend* registrato per la diversità (S). Si osserva, però, che a differenza del parametro S, le densità, anche se crescono procedendo lungo il gradiente longitudinale, non sono significativamente diverse tra i siti a monte e quelli a valle, unica eccezione è rappresentata da C2, che registra valori marcatamente diversi verso tutti le restanti stazioni ($p < 0,01$).



Graf.4.: andamento delle abbondanze (N) nei siti del torrente Caorame

Il calcolo degli indici biotici conferma la presenza di valori crescenti lungo il gradiente longitudinale, i valori sono ancora una volta minimi in C2, nel quale l'indice di Shannon (H') registra marcate differenze ($p < 0,01$) verso i siti a valle. L'indice di ricchezza di Margalef (d) conferma il suddetto andamento, C2 in questo caso registra valori diversi solamente verso C6 e C7 ($p < 0,01$), mentre nessuna significatività è stata registrata per l'indice di Pielou (J').



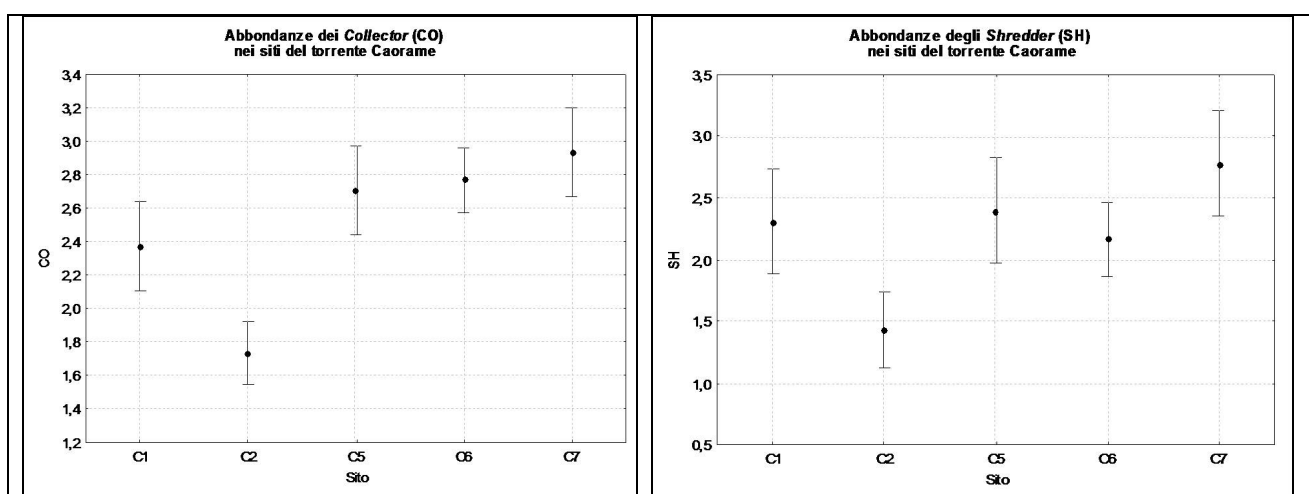
Graf.5.: valori degli indici di Shannon (H') e di Margalef (d) nei siti del torrente Caorame

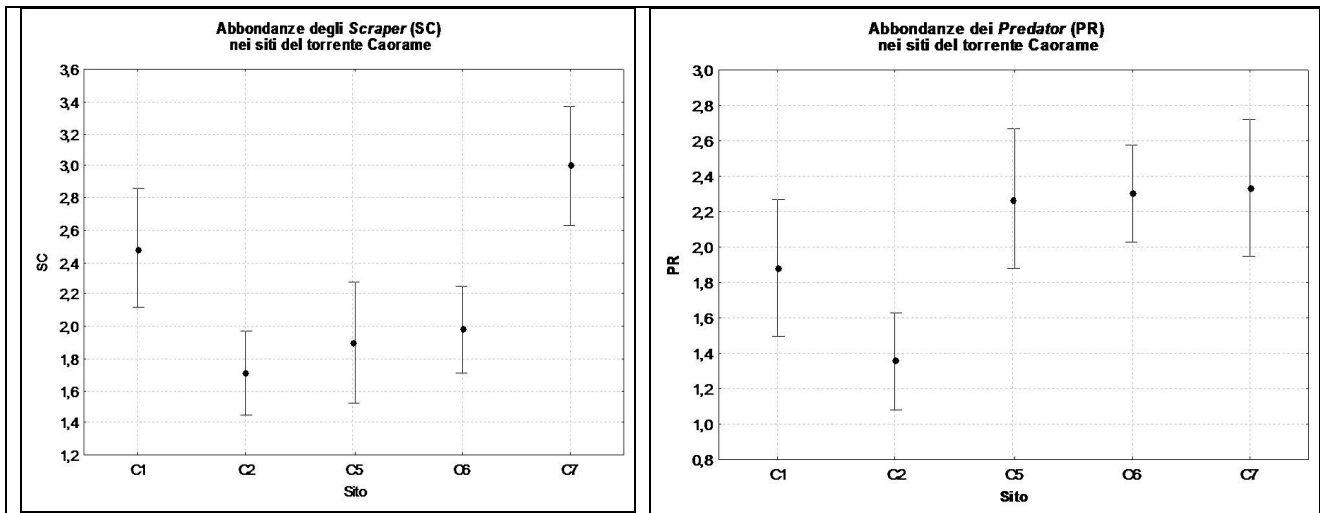
Dal punto di vista funzionale la comunità macrozoobentonica è caratterizzata dal gruppo dei *Collector* (CO), seguito da quello dagli *Shredder* (SH) e degli *Scraper* (SC), si registrano abbondanze minime, spesso inferiori al 1%, dei Grazers (GR) (Tab.3).

Abbondanze (%) dei gruppi funzionali					
Siti	CO	SC	SH	PR	GR
C1	35,23	28,36	25,84	10,23	0,34
C2	27,27	29,21	23,40	15,28	4,84
C5	44,76	8,17	27,70	18,80	0,57
C6	35,90	14,27	25,29	23,95	0,59
C7	33,94	34,31	20,48	9,41	1,87

Tab.3.: abbondanze (%) dei gruppi funzionali (CO=Collector, SC=Scraper, SH=Shredder, GR=Grazer, PR=Predator) nei siti del torrente Caorame

L'Analisi della varianza (ANOVA, $p < 0,05$) ha evidenziato scarse differenze significative tra i siti, uniche eccezioni sono limitate al gruppo degli *Scraper* (SC), presenti con abbondanze maggiori ($p < 0,01$) in C1 ed in C7, ed al sito C2, che ancora una volta rappresenta il punto di interruzione del gradiente longitudinale continuo: si osserva infatti che in questa stazione le abbondanze dei *Collector* (CO) e degli *Shredder* (SH) sono marcatamente minori ($p < 0,01$) rispetto a tutti gli altri siti, così come le abbondanze dei predatori, che seguono il *trend* degli *Shredder* e dei *Collector*.





Graf.6.: abbondanze (dati log(X+1) trasformati) dei gruppi funzionali (*Collector*, *Shredder*, *Scraper*, *Predator*) nei siti del torrente Caorame

Come dimostra lo studio sulla comunità bentonica, nel torrente Caorame il gradiente longitudinale è presente, ma in corrispondenza del sito C2 registra importanti interruzioni del *continuum* previsto dal modello di Vannote *et al.* (1980).

L'interruzione (C2) potrebbe essere spiegata osservando i risultati ottenuti dalla PCA: la maggior parte della variabilità dei siti è spiegata dalla tipologia di substrato, che nel caso delle stazioni localizzate più a monte (C1 e C2) è rappresentata quasi esclusivamente dalle rocce. Anche se le classi granulometriche prevalenti in C1 e C2 sono le medesime, si osserva che in quest'ultimo sito il letto fluviale è formato da un substrato estremamente compatto, scarse sono le zone di *pool* nei quali gli organismi possono trovare protezione dalla turbolenza delle acque e dai possibili stress causati dalle variazioni di portata, queste condizioni potrebbero, quindi, partecipare nel determinare un habitat meno idoneo alla colonizzazione ed al mantenimento di elevate densità dei taxa. Anche le differenze registrate per i gruppi trofici potrebbero essere spiegate mediante i risultati ottenuti dalla PCA: ancora una volta compattezza e tipologia di substrato, unite alla grande turbolenza delle acque impedisce alla sostanza organica, principale fonte di alimento degli organismi bentonici, di essere "trattenuta" *in situ*: la minor disponibilità di energia (cibo) spiega, quindi, le minori abbondanze dei gruppi trofici in particolare degli *Shredder* e *Collector*. Detto ciò si capisce perché anche gli organismi Predatori (PR) sono scarsamente abbondanti: questi bassi valori non sono legati direttamente alla scarsa ritenzione in sito della sostanza organica, ma sono

attribuibili alle minori abbondanze delle prede, costituite dai restanti gruppi trofici (*Shredder*, *Collector*, *Scraper*).

5.1.2. Torrente Stién

Per il torrente Stién è stato possibile studiare le risposte spaziali delle comunità bentoniche partendo dall'ambiente sorgivo. Come noto gli ecosistemi sorgivi occupano una posizione lungo il gradiente longitudinale ben precisa e diversa da quella dei torrenti (Illies *et al.*, 1963), questo è dovuto al fatto che le loro caratteristiche ambientali e quindi, anche delle comunità biologiche, sono riconosciute essere diverse da quelle degli ecosistemi torrentizi (Illies *et al.*, 1963, Cantonati *et al.*, 2006). Anche nel nostro caso la sorgente Scién (SS), da cui origina il torrente Stién, ha confermato questo risultato, si osserva, infatti, che in corrispondenza di questa stazione la copertura vegetazionale ricopre quasi totalmente la sezione sorgiva, mentre procedendo verso valle si assiste ad una progressiva diminuzione della copertura dell'alveo torrentizio; in corrispondenza della Scién si osserva, inoltre, la presenza di una eterogeneità ambientale maggiore, nella quale si sono potuti osservare una maggiore quantità di microhabitat, costituiti dall'alternanza di grandi rocce, di piccole zone di *pool*, con una granulometria del sedimento superficiale più fine (ghiaia e ciottoli), e di muschi (assenti nei torrenti) che ricoprono la superficie rocciosa. Nella sorgente Scién il sedimento prevalente è quello delle rocce e dei massi, mentre nei siti del torrente si può osservare come la componente meno grossolana, costituita ad esempio dai ciottoli, aumenti la sua importanza, costituendo nel caso del sito S2 quasi il 50% delle classi granulometriche presenti. I valori di temperatura, profondità della colonna d'acqua, alveo bagnato e velocità di corrente registrano valori minimi in corrispondenza della sorgente e aumentano procedendo verso valle. Sia per la Scién che per i siti del torrente Stién i valori dei parametri abiotici indicano una situazione di buona integrità: le acque, infatti, sono sempre sovra saturate e le concentrazioni basse del fosfato inorganico reattivo (PO_4^-) e dell'ammonio (NH_4^+), così come il fatto che la maggior parte di dell'azoto inorganico è presente in forma nitrica (NO_3^-), indicano l'assenza di input antropici di origine civile e zootecnica.

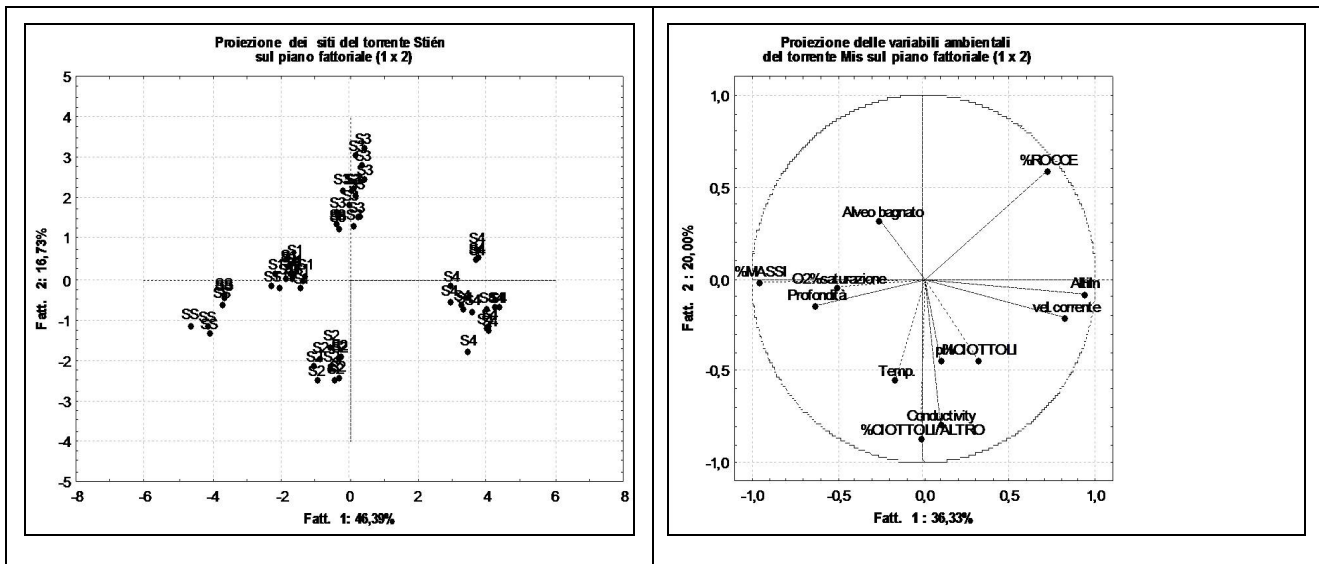
Sorgenti	Scién	
	SS	d.s.
Velocità di corrente (m s ⁻¹)	0,13	0,06
Altimetria (m s.l.m.)	890	
Profondità (cm)	10,00	3,16
Alveo bagnato (m)	2,18	1,07
Temperatura (°C)	6,90	0,22
Conduttività (μS cm ⁻¹)	0,21	0,01
pH	8,15	0,09
O ₂ (mg/l)	12,37	0,65
O ₂ (%sat.)	101,17	5,74
NH ₄ (μM)	0,6	0,4
N ₀₂ (μM)	0,2	0,1
N ₀₃ (μM)	26,2	5,3
<i>NTI</i> (μM)	26,9	5,3
P ₀₄ (μM)	0,2	0,2
Rocce (%)	80	-
Massi (%)	10	-
Ciottoli (%)	5	-
Altro (%)	0	-

Tab.4.: valore dei parametri abiotici registrati nella sorgente Scién (SS); i dati sono espressi come medie e deviazioni standard (d.s.)

Torrente Stien								
Parametri abiotici	S1	d.s.	S2	d.s.	S3	d.s.	S4	d.s.
Vel.corrente (m s ⁻¹)	0,15	0,06	0,05	0,06	0,51	0,24	0,28	0,15
Profondità (cm)	16,47	6,61	21,56	1,94	17	6,76	24,33	16,93
Alveo bagnato (m)	3,25	0,31	4,5	0,43	5,2	1,3	9,77	1,48
Temperatura (°C)	6,87	0,33	10	2,45	10,27	2,22	12,95	2,75
Altimetria (m s.l.m.)	840	0	650	0	610	0	342	1
Conducibilità ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	0,2	0,02	0,2	0	0,22	0,01	0,29	0,02
pH	8,28	0,1	8,32	0	8,38	0,08	8,43	0,12
O ₂ (mg/l)	13,26	2,15	12,94	0	12,21	1,66	12,24	2,87
O ₂ % (saturazione)	110,8	17	113,21	0	109,2	14,43	116,73	28,55
ROCCE (%)	30	0	33,33	5	30	0	20	0
MASSI (%)	25	0	13,33	5	40	0	10	0
CIOTTOLI (%)	30	0	10	0	25	0	50	0
CIOTTOLI/ALTRO (%)	15	0	46,67	5	5	0	20	0
N-NH ₄ ⁺ (μM)	0,5	0,3	0,5	0,3	0,5	0,2	0,4	0,3
N-NO ₂ ⁻ (μM)	0,1	0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0
N-NO ₃ ⁻ (μM)	43,9	10,6	49,6	10,3	55,3	6,1	60,7	8,2
NTI (μM)	44,5	10,5	50,2	10,2	55,9	6,1	61,2	8
PO ₄ ⁻ (μM)	0,1	0,1	0,1	0	0,1	0,1	0,1	0,1

Tab.5.: valore dei parametri abiotici registrati nei siti del torrente Stien (S1, S2, S3, S4); i dati sono espressi come medie e deviazioni standard (d.s.)

L'Analisi delle Componenti Principali (PCA) è riuscita a spiegare circa il 64% della variabilità ambientale, di cui quasi la totalità (46%) è spiegata dal primo asse (fattore 1), nel quale altimetria (-0,97), rocce (-0,74) e massi (0,83) sono i parametri con maggior peso. Il restante 17% circa è spiegato dal secondo asse (fattore 2) nel quale, velocità di corrente (0,74), ed ancora tipologia di sedimento (ciottoli) (0,69) sono le variabili ambientali con maggior peso. La proiezione nel piano fattoriale dei siti evidenzia che questi rispettano la loro posizione lungo il gradiente longitudinale: la sorgente (SS), quindi, caratterizzata da maggiore altimetria e presenza di rocce, si trova prima di tutti gli altri siti ed è seguita da S1, S2, S3 e S4.



Graf.7.: risultati della PCA svolta sul dataset dei parametri ambientali del torrente Stién, l'analisi ha incluso anche la sezione sorgiva (SS)

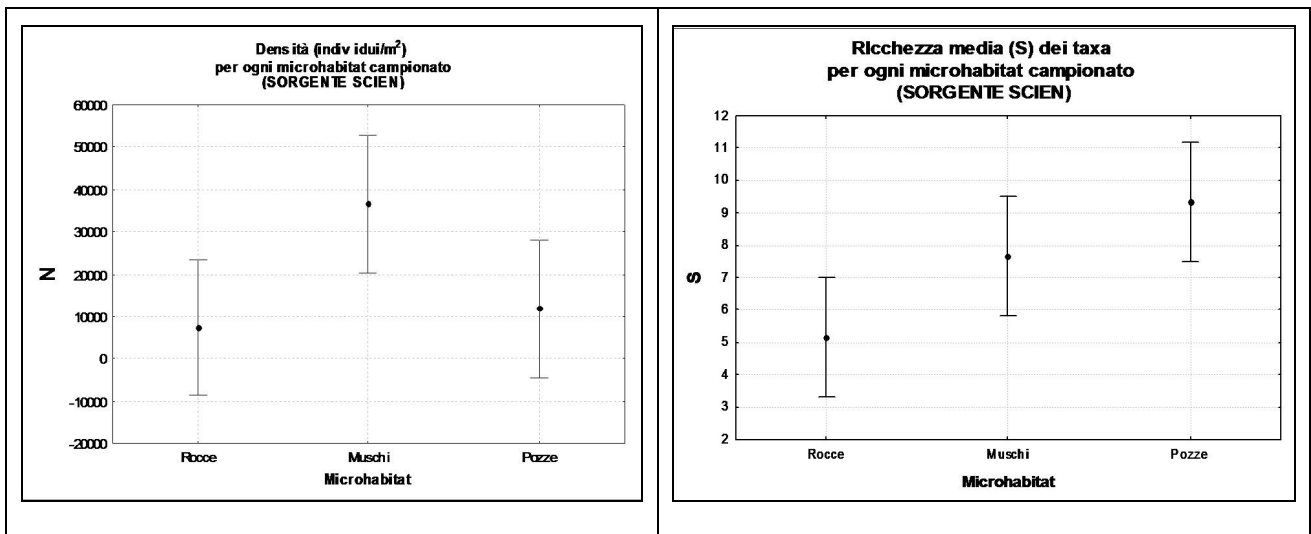
Lo studio della comunità bentonica sorgiva ha evidenziato che nella sorgente Scién il Phylum predominante è quello degli Artropodi (quasi la totalità degli organismi), tra questi taxa si osserva che quelli presenti con maggiori abbondanze sono i Ditteri Chironomidi (60%) ed i Tricotteri *Berodes sp.* (32%), i restanti organismi sono presenti, quasi sempre, con valori inferiori all'1%, eccezione per i Tricotteri appartenenti al genere *Rhyacophila sp.*, che raggiungono circa il 2% dell'abbondanza totale degli organismi.

Il campionamento dei microhabitat (Rocce, Muschi e Pozze) ha evidenziato che in realtà le gradi abbondanze dei Ditteri sono limitate ai soli muschi, mentre le pozze e le rocce sono colonizzate preferibilmente dai Tricotteri (Tab.6).

Sorgente Scién (SS)			
Taxa	Microhabitat		
	Rocce	Muschi	Pozze
TRICOTTERI	62,31	13,72	78,73
DITTERI	35,85	84,06	10,83
PLECOTTERI	0,77	1,46	7,12

Tab.6.: abbondanza (%) dei taxa nei microhabitat (Rocce, Muschi e Pozze) della sorgente Scien (SS); si riportano le sole abbondanze maggiori del 2%

La considerazione della tipologia di microhabitat ha, inoltre, permesso di evidenziare che anche i parametri della comunità risentono di questo fattore: si osserva infatti che sulle rocce si hanno minori abbondanze rispetto ai muschi ($p < 0,05$) ed una minor diversità (media) dei taxa rispetto al microhabitat delle pozze ($p < 0,05$).



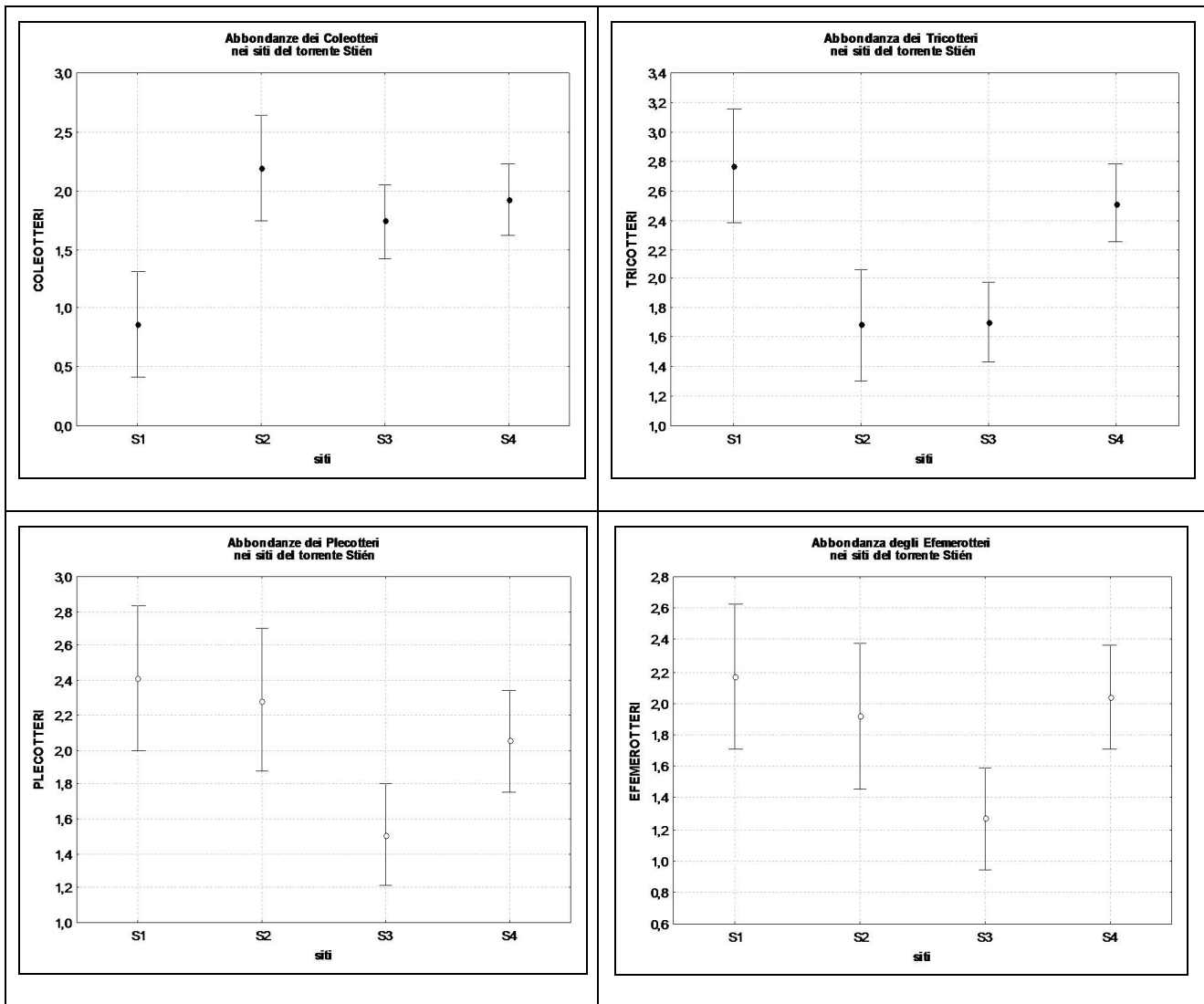
Graf.8.: valore della densità (N) e della ricchezza dei taxa (S) registrati nei microhabitat della sorgente Scién

Procedendo verso valle si osserva che anche la comunità macrozoobentonica dei siti dello Stién è caratterizzata dal Phylum degli Artropodi (più del 90% della comunità), anche in questo caso, così come per le sorgenti, i Ditteri sono tra gli ordini presenti con abbondanze maggiori in tutti e quattro i siti.

Abbondanza (%) dei principali nel torrente Stién				
taxa	Siti			
	S1	S2	S3	S4
Efemerotteri	9,02	8,26	4,69	15,42
Plecotteri	16,08	13,75	16,98	11,32
Tricotteri	45,29	6,16	7,09	33,53
Coleotteri	≤5	12,70	23,07	10,85
Ditteri	23,53	58,68	46,76	22,13
Tricladi	≤5	≤5	≤5	≤5
Polmonati	≤5	≤5	0	≤5
Lumbriculida	≤5	0	0	0
Anfipodi	≤5	0	0	≤5
ARNCHYNCHOBDELLIDA	0	0	0	0
HIRUDINEA	0	0	0	0
TUBIFICIDA	0	0	≤5	≤5
HAPLOTAXIDA	0	0	0	≤5
LUMBRICULIDA	≤5	0	0	≤5
LUMBRICIDA	0	0	0	≤5
MERMITHIDA	0	0	0	≤5
POLMONATI	0	≤5	0	≤5
ACARI	≤5	0	0	0
COLLEMBOLA	0	0	0	0

Tab.7.: abbondanza (%) degli principali taxa nei siti del torrente Stién

Si osserva che il sito immediatamente a valle della sorgente (S1) registra (rispetto ai siti del tratto torrentizio) abbondanze marcatamente minori ($p < 0,01$) per l'Ordine dei Coleotteri, mentre i Tricotteri, proprio in questa stazione ed in quella più a valle (S4) sono presenti con densità maggiori ($p < 0,01$); Plecotteri ed Efemerotteri, sono, invece, significativamente meno abbonanti in S3.



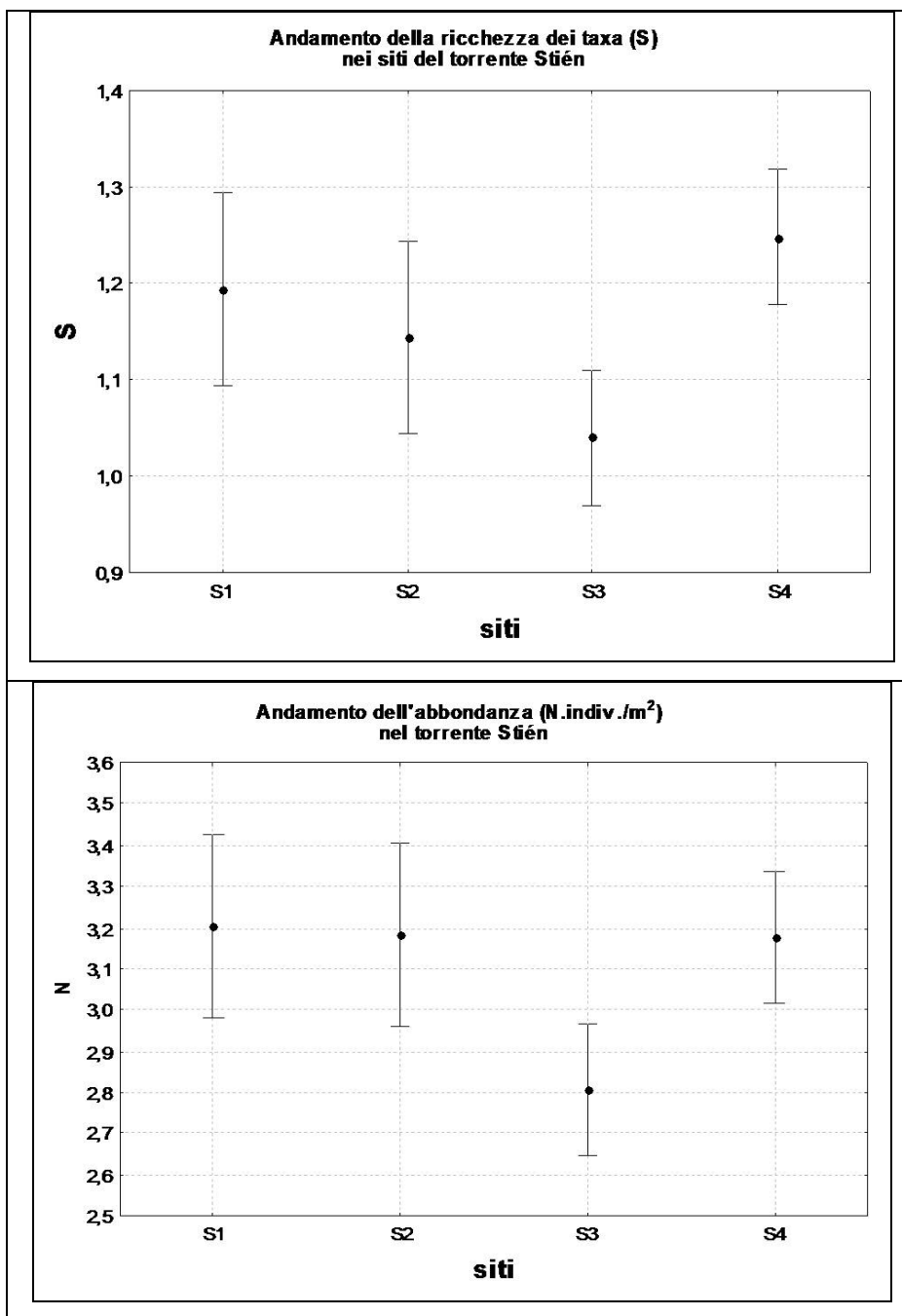
Graf.9.: abbondanze (dati $\log(X+1)$ trasformati) dei Coleotteri, Tricoteri, Plecotteri ed Efemerotteri nei siti del torrente Stién

La comunità bentonica della sorgente Scién è poco diversificata rispetto ai siti a valle ($p < 0,01$): i taxa presenti, come detto precedentemente, sono quasi esclusivamente Ditteri Chironomidae e Tricoteri *Berodes sp.*, per questo motivo se si confrontano i valori del parametro S (ricchezza dei taxa) della Scién si registrano differenze marcate rispetto ai siti localizzati nel torrente Stién ($p < 0,01$). Si osserva, però, che il sito S3, anche se ha una comunità più diversificata rispetto a quella della sorgente, non si differenzia significativamente da questa ($p > 0,05$). Le densità totali degli organismi che colonizzano la sorgente, registrano densità maggiori ($p < 0,01$) rispetto a quelle dei siti a valle, si sottolinea però che questi alti valori osservati nella Scién sono attribuibili quasi esclusivamente ai soli Ditteri Chironomidae e Tricoteri *Berodes sp.*

Parametri della comunità		
Sito	N	S
SS	18570	25
d.s.	21941,78	
S1	2005	53
d.s.	1286,90	
S2	1776	45
d.s.	871,43	
S3	1193	59
d.s.	1347,96	
S4	1869	77
d.s.	1305,60	

Tab.8.: valore dei parametri di comunità (N= abbondanza S=diversità) nei siti del torrente Stién, si includono anche i valori registrati per la sorgente Scién

Esaminando la struttura della sola comunità bentonica torrentizia, si osserva che per il torrente Stién, a differenza di quanto osservato nel Caorame, il gradiente longitudinale è meno marcato: il sito più a monte (S1), subito a valle della sorgente (Scién (SS)), ha, infatti, una comunità che non differisce significativamente rispetto al sito più a valle (S4), sia per quanto riguarda i parametri di comunità (ricchezza ed abbondanza) (Graf.10), che per la tipologia di taxa che lo colonizzano (Tricotteri) (Graf.9).

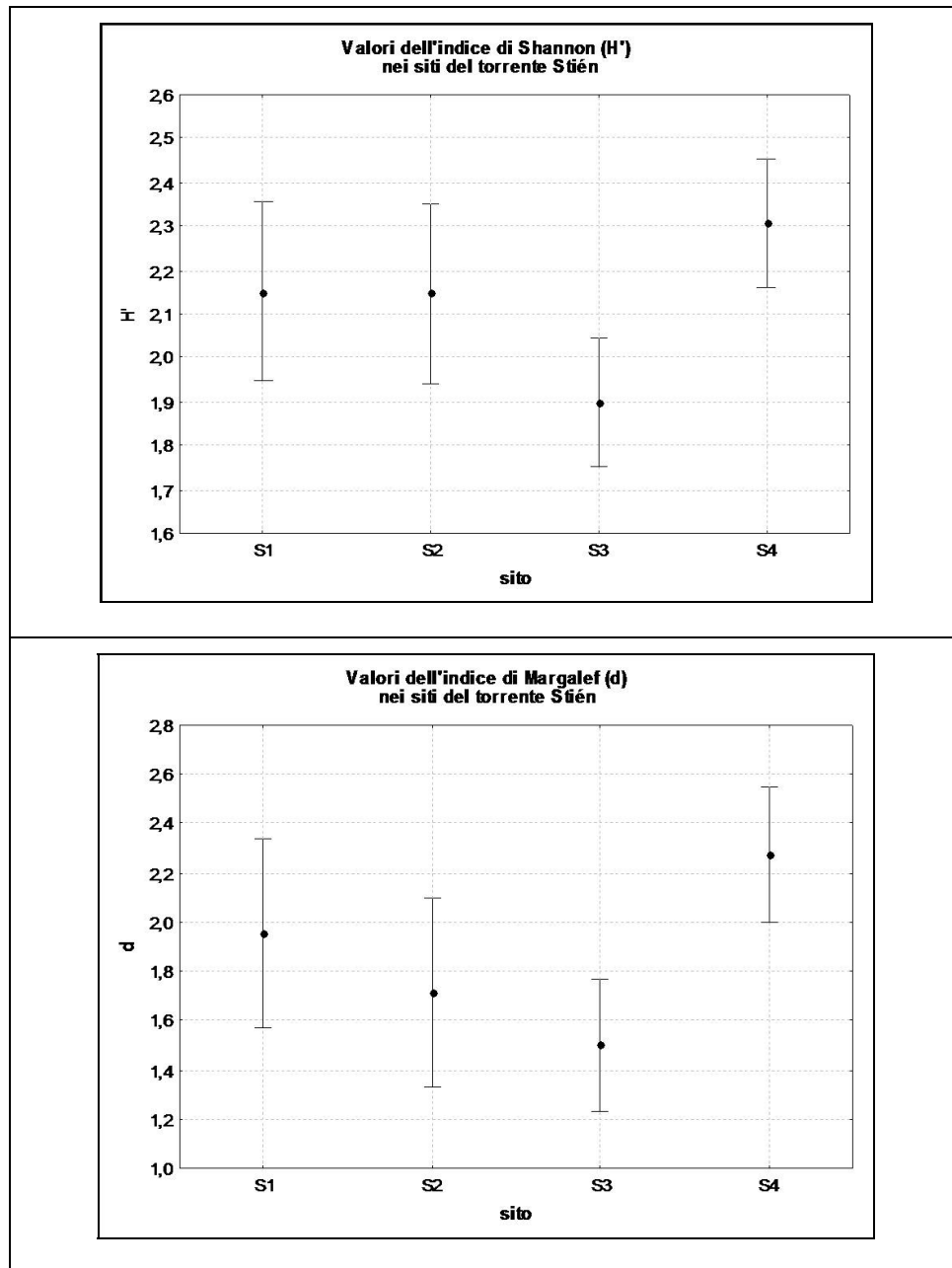


Graf.10.: Ricchezza (S) e abbondanze (N) nei siti del torrente Stién

Si osserva che S3 è il sito che si discosta maggiormente dagli altri: in corrispondenza di tale stazione si registrano, infatti, minori abbondanze ($p < 0,05$) rispetto a tutti gli altri siti (S1, S2, S4) e minori ($p < 0,05$) ricchezze di taxa rispetto a S4.

Il calcolo degli indici biotici (fatto sulla comunità macrobentonica dei torrenti) conferma l'interruzione presente in S3: sia l'indice di Shannon (H') che quello di Margalef (d) registrano

marcate differenze rispetto al sito più a valle (S4); nessuna differenza è stata osservata per quanto riguarda l'indice di Pielou (J').



Graf.11.: valore degli indici di Shannon (H') e di Margalef (d) nei siti del torrente Stién

La classificazione funzionale ha evidenziato che sia il tratto sorgivo che quello torrentizio sono caratterizzati dal gruppo funzionale dei *Collector* (CO), per quanto riguarda la sorgente, anche la considerazione delle diverse tipologie di microhabitat (rocce, muschi e pozze) ha confermato questo risultato, evidenziano come unica differenza significativa le abbondanze

minori ($p < 0,02$) degli *Shredder* (SH) sulle rocce. Ancora una volta, per quanto riguarda i siti localizzati nel tratto torrentizio, la stazione S3 è quella che registra le maggiori differenze rispetto alle altre: in corrispondenza di questa si osservano, infatti, abbondanze minori di *Scraper* (SC), rispetto a S2 e S4 ($p < 0,05$), e di *Shredder* (SH), rispetto a S1 e S4 ($p < 0,03$).

Sorgente Scién			
Abbondanza (%)			
dei Gruppi Funzionali (G.F.)			
G.F.	ROCCE	MUSCHI	POZZE
CO	97,70	95,92	90,97
SH	0,77	1,49	6,94
GR	0,77	0,03	0,57
SC	0,61	0,18	1,24
PR	0,15	2,38	0,29

Tab.9.: Abbondanze (%) dei gruppi funzionali (G.F.; CO=Collector, SC=Scraper, SH=Shredder, GR=Grazer, PR=Predator) nei microhabitat (Rocce, Muschi, Pozze) della sorgente Scién

Gruppi funzionali (abbondanze %)					
Siti	CO	SC	SH	GR	PR
S1	54,77	10,92	21,05	0,2	13,07
S2	43,32	17,64	14,64	0,15	24,25
S3	33,8	18,83	19,66	5,14	22,57
S4	38,05	21,04	23,61	1,57	15,73

Tab.10.: abbondanze (%) dei gruppi funzionali (CO=Collector, SC=Scraper, SH=Shredder, GR=Grazer, PR=Predator) nei siti del torrente Stién

Sia la classificazione tassonomica che quella funzionale evidenziano che il sito S3 rappresenta un punto di interruzione del gradiente longitudinale continuo previsto dalle teorie classiche (Vannote *et al.*, 1980, Minshall *et al.*, 1983, 1985), queste differenze (interruzioni) possono essere capite se si interpretano i risultati dello studio sulla comunità con quelli fatti per i parametri abiotici. La tipologia di substrato sembra avere un ruolo, così come nel Caorame, anche nello Stién (S3): in questo caso oltre ad una maggior componente grossolana (massi, rocce) anche la massima velocità di corrente ($0,51 \pm 0,24 \text{ m s}^{-1}$) partecipa a spiegare l'interruzione, così come confermano i risultati della PCA, nei quali questa variabile

ambientale è tra i parametri che maggiormente (-0,76; fattore 2) discriminano S3 dagli altri siti. I risultati sottolineano che le caratteristiche morfologiche dell'alveo assieme ad alti valori di corrente contribuiscono a rendere S3 meno idoneo non tanto alla colonizzazione dei taxa, i quali hanno caratteristiche morfologiche capaci di contrastare lo stress provocato dalla corrente (Thorp & Covich, 2001), ma al mantenimento di grandi abbondanze degli stessi organismi. Anche le interruzioni registrate mediante lo studio funzionale (gruppi trofici) conferma che le caratteristiche di S3 lo rendono meno idoneo anche al mantenimento di grandi abbondanze di *Shredder*: la compartecipazione della presenza di un substrato molto grossolano (rocce e massi) ed alti valori della corrente, non permette alla sostanza organica grossolana di essere trattenuta *in situ*, pertanto gli organismi trituratori (*Shredder*), che si cibano di questo materiale, trovano meno disponibilità di nutrimento.

5.1.3.Torrente Mis

Così come per lo Stién anche per il torrente Mis è stato possibile studiare il tratto sorgivo, però, la sorgente Fontanon (MF), a differenza della Scién, non è quella da cui origina il torrente; l'impossibilità di studiare la sorgente principale è stata determinata dalle difficoltà pratiche nel raggiungere l'area nella quale si pensa che questa sia localizzata.

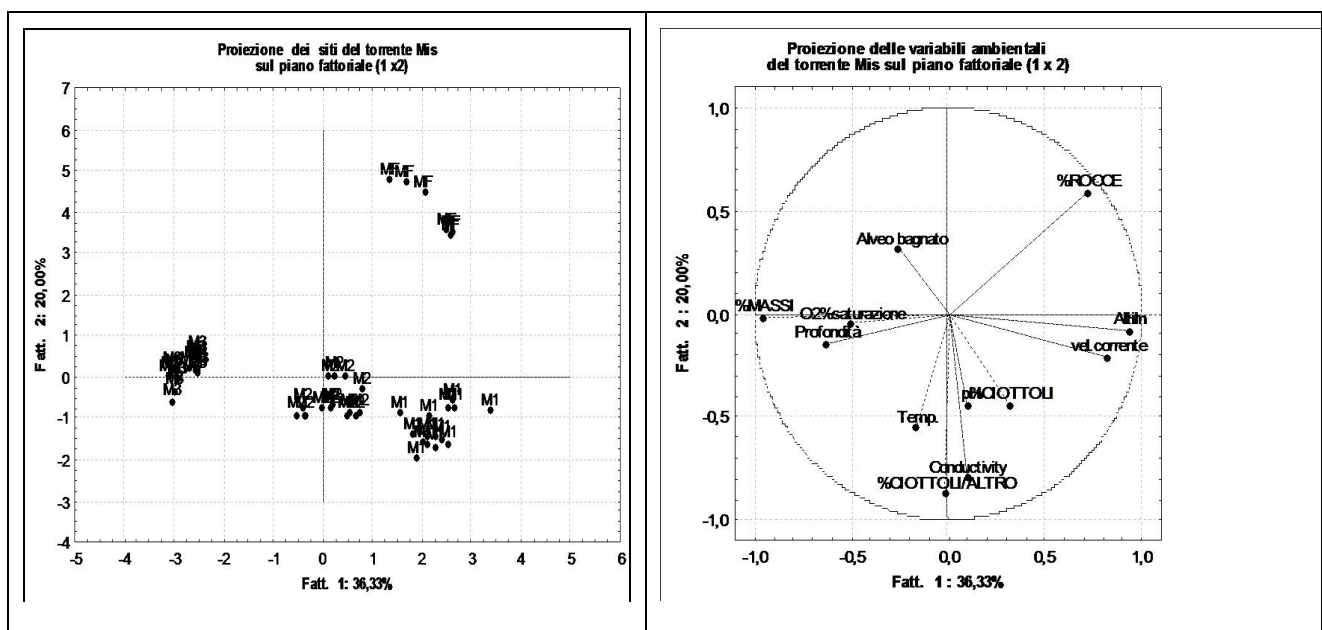
La Fontanon è caratterizzata da una copertura vegetazionale abbondante, che a differenza dei siti localizzati a valle, ricopre quasi totalmente la sezione sorgiva; la grande presenza di rocce, cascate, piccole grotte aumenta notevolmente l'eterogeneità di questo tratto fluviale, si osserva inoltre, che, a differenza dei tratti a valle, sono presenti anche grandi quantità di muschi che ricoprono buona parte del letto roccioso della sorgente.

	Sorgente				torrente Mis			
	MF	d.s.	M1	d.s.	M2	d.s.	M3	d.s.
Vel.corrente (m s ⁻¹)	0,25	0,06	0,68	0,25	0,47	0,21	0,04	0,00
Profondità (cm)	15,00	4,47	25,00	13,09	16,33	5,50	39,33	1,08
Alveo bagnato (m)	12,12	10,71	8,66	5,98	8,59	2,05	12,06	0,82
Temperatura (°C)	6,52	0,08	12,13	4,57	12,82	4,59	11,76	1,96
Altimetria (m s.l.m.)	560		630	0	430	0	350	0
Conducibilità (µS cm ⁻¹)	0,17	0,04	0,49	0,03	0,34	0,04	0,38	0,04
pH	7,98	0,12	8,54	0,07	8,82	0,67	8,37	0,22
O2 (mg/l)	12,67	0,45	11,62	1,65	12,52	3,20	14,01	3,80
O2% (saturazione)	108,33	2,58	96,20	37,83	119,53	33,64	131,33	31,55
ROCCE (%)	90	-	40	0	2	0	0	0
MASSI (%)	5	-	5	0	18	0	71,67	2,43
CIOTTOLI (%)	5	-	25	0	60	0	5	0
CIOTTOLI/ALTRO (%)	0	-	30	0	20	0	23,33	2,43
N-NH ₄ ⁺ (µM)	0,6	0,3	0,9	0,3	0,6	0,5	2,0	0,1
N-NO ₂ ⁻ (µM)	0,1	0,0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,6	0,1
N-NO ₃ ⁻ (µM)	27,0	4,4	40,7	15,8	39,6	6,2	38,4	17,8
NTI (µM)	27,7	4,5	41,8	15,7	40,3	6,5	41,0	18,0
PO ₄ ⁻ (µM)	0,1	0,0	0,2	0,1	0,1	0,1	0,3	0,2

TAb.11.: valore dei parametri abiotici registrati nei siti del torrente Mis (M1, M2, M3), si includono in tabella anche i valori registrati nella sorgente Fontanon (MF); i dati sono espressi come medie e deviazioni standard (d.s.)

Il torrente Mis, a differenza di quanto osservato per il Caorame e per lo Sti n, registra una maggiore eterogeneit  ambientale intra-habitat: oltre a non essere presente un marcato gradiente continuo longitudinale (Tab.11), si osservano, anche se si considera il solo tratto torrentizio, diffuse differenze significative: a valle del lago (M3), infatti, si registrano valori marcatamente diversi ($p < 0,01$) di velocit  di corrente, profondit , alveo bagnato, substrato, e concentrazione di sali nutritivi, in particolare dello ione ammonio ($N-NH_4^+$). A monte del lago il pH, se pur sempre basico,   maggiore ($p < 0,05$) in M2, mentre la conducibilit , proprio in questo sito ha valori marcatamente minori ($p < 0,05$) rispetto a M1.

L'Analisi delle Componenti Principali (PCA)   riuscita a spiegare circa il 60% della variabilit  ambientale; l'altimetria (0,93), la velocit  di corrente (0,82) e la percentuale di massi (-0,96) sono i parametri ambientali associati con maggior peso al primo asse (fattore 1), che da solo spiega circa il 40% della variabilit  ambientale totale. Il restante 20% circa   spiegato dal secondo asse (fattore 2) nel quale la tipologia di substrato (ciottoli/altro), ancora una volta   tra le variabili maggiormente esplicative (0,87).



Graf.12.: Risultati della PCA svolta sul *dataset* dei parametri ambientali del torrente Mis, l'analisi ha incluso anche la sezione sorgiva

La proiezione delle stazioni di campionamento (MF, M1, M2, M3) sul piano fattoriale (1x2) evidenzia una totale separazione delle stesse, come riporta la precedente figura, infatti, ogni

sito occupa posizioni ben distinguibili dagli altri, si può osservare che agli antipodi vi sono i siti M1 e M3, che corrispondono rispettivamente a quello più a monte e più a valle, in posizione intermedia si colloca M2, mentre la sorgente si colloca tra M1 e M2 ma ad una distanza dai siti del tratto torrentizio maggiore; come per gli altri torrenti l'ordinamento delle stazioni rappresenta un'indicazione del grado di similarità delle stesse (Clarke and Ainswort, 1993): stazioni più vicine sono caratterizzate da condizioni ambientali più simili, mentre, posizioni più lontane indicano maggiore dissimilarità. Considerando ciò possiamo quindi dire che nel torrente Mis le stazioni che appartengono al tratto torrentizio sono tra loro più simili di quanto lo siano rispetto alla zona sorgiva (MF), la maggiore dissimilarità ambientale che si registra nella Fontanon, sembra dovuta principalmente alla tipologia di substrato, rappresentata quasi esclusivamente dalle rocce. Se considerassimo solo i siti appartenenti al tratto torrentizio potremmo dire che M1 e M3 sono le stazioni con meno similarità, ciò, secondo i risultati ottenuti con la PCA, è dovuto principalmente al fatto che il sito più a monte (M1) è caratterizzato da maggiore altimetria, velocità di corrente ed un substrato nel quale prevalgono le classi granulometriche più grossolane, quali rocce e massi.

Lo studio delle comunità bentoniche ha evidenziato che nelle sorgenti gli organismi caratterizzanti sono costituiti dal Phylum degli Artropodi, tra questi taxa quello dei Ditteri registra, come nella Scién le maggiori abbondanze. Considerando il fattore tipologia di microhabitat (rocce, muschi e pozze) si osserva che le grandi abbondanze dei Ditteri, sono limitate ai soli muschi, mentre la superficie delle rocce è colonizzata preferibilmente dai Nematodi (46%) e le pozze dai Tricotteri (51%).

Sorgente Fontanon			
Taxa	Microhabitat		
	Rocce	Muschi	Pozze
NEMATODI	45,88	9,62	43,01
DITTERI	38,95	68,17	16,52
TRICOTTERI	6,68	4,83	51,28
EFEMEROTTERI	4,06	13,35	2,39
PLECOTTERI	3,29	0,81	2,39
OLIGOCHETI	0,67	0,70	26,41

Tab.12.: abbondanza (%) dei taxa nei microhabitat (Rocce, Muschi e Pozze) della sorgente Fontanon (MF); si riportano le sole abbondanze maggiori del 2%

Il calcolo dei parametri di comunità (ricchezza ed abbondanza dei taxa), fatto considerando il fattore microhabitat, non ha evidenziato, a differenza della Scién, la presenza di differenze significative tra i valori registrati in ogni tipologia di habitat (pozze, rocce e muschi).

Per quanto riguarda la comunità dei tratti torrentizi si osserva che, come per la sorgente, il Phylum degli Artropodi è quello caratterizzante, a differenza della Fontanon, però, i Nematodi non sono presenti in nessun sito (M1, M2, M3) ed i Ditteri non sono sempre l'Ordine presente con abbondanze (%) maggiori. L'Analisi della Varianza ($p < 0,05$) ha evidenziato scarse differenze significative, uniche eccezioni sono limitate ai Coleotteri, con abbondanze minime in M2 ($p < 0,01$), ed ai Tricotteri, con densità maggiori in M3 ($p < 0,01$).

**Abbondanza (%) dei principali taxa nel
torrente Mis**

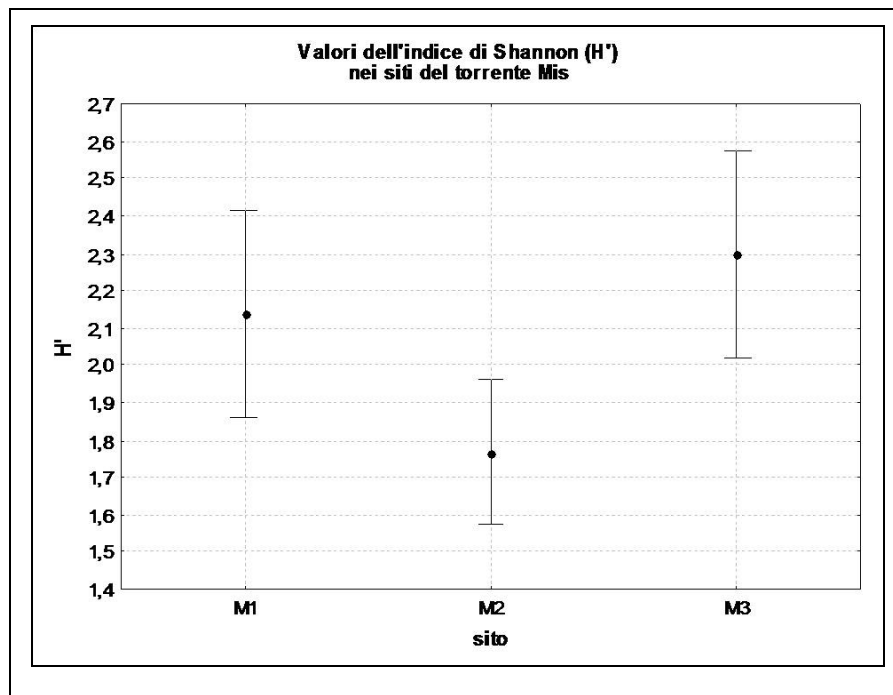
taxa	Siti		
	M1	M2	M3
Efemerotteri	38,35	49,47	13,87
Plecotteri	10,38	13,93	17,90
Tricotteri	16,28	21,88	27,74
Coleotteri	7,41	≤5	9,80
Ditteri	26,88	12,24	12,94
Tricladi	≤5	12,95	≤5
Polmonati	0	0	≤5
Lumbriculida	≤5	0	11,25
Lumbricida	0	0	0
Anfipodi	0	0	0
ARNCHYNCHOBDELLIDA	0	0	0
HIRUDINEA	0	0	≤5
TUBIFICIDA	0	≤5	≤5
HAPLOTAXIDA	0	0	≤5
LUMBRICULIDA	0	0	0
LUMBRICIDA	0	0	0
MERMITHIDA	0	0	0
POLMONATI	0	0	≤5
ACARI	≤5	0	0
COLLEMBOLA	0	0	0

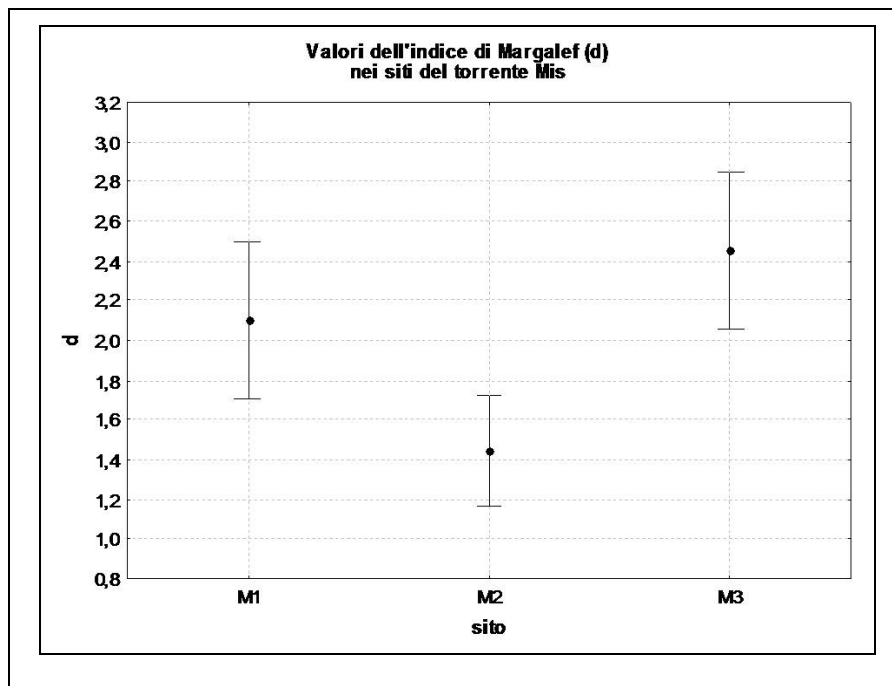
Tab.13.: abbondanza (%) dei principali taxa nel torrente Mis

Lo studio dei parametri di comunità ha evidenziato che la ricchezza (media) dei taxa è minima in corrispondenza della sorgente Fontanon (MF), mentre procedendo verso valle aumenta,

unica eccezione è rappresentata dal sito M2, che registra valori marcatamente ($p < 0,05$) minori rispetto a M1 e M3 ma non significativamente diversi rispetto a quelli osservati nella MF. I valori delle abbondanze sono maggiori in corrispondenza della sezione sorgiva, anche se come nel caso della Scién, sono attribuibili ad un numero limitato di organismi, rappresentati quasi esclusivamente dai Ditteri, Nematodi e Tricotteri.

Il calcolo degli indici biotici (fatto per il solo tratto torrentizio (Cantonati et al., 2006)) evidenzia come uniche differenze il valore dell'indice di Shannon (H') in M2 rispetto al sito a valle (M3) ($p < 0,01$), l'indice di Margalef (d), invece, oltre a confermare questa significatività, registra una differenza anche rispetto al sito M1 ($p < 0,01$); non si è osservata nessuna significatività per quanto riguarda l'indice di Pielou (J').





Graf.13.: valori degli indici di Shannon (H') e Margalef (d) nei siti del torrente Mis

Dal punto di vista funzionale sia la comunità della zona sorgiva che quella del tratto torrentizio sono caratterizzate dal gruppo dei *Collector* (CO), seguiti da quello degli *Shredder* (SH) e degli *Scraper* (SC), mentre scarsi o quasi assenti sono i *Grazer* (GR). Per quanto riguarda la sorgente, la considerazione delle diverse tipologie di microhabitat (rocce, muschi e pozze) non ha evidenziato la presenza di diffuse differenze significative, unica eccezione è rappresentata dalle minori abbondanze dei *Collector* nei muschi rispetto ai valori registrati nelle rocce ($p < 0,01$); si osservano, tuttavia, che i predatori, come nella Scién, hanno abbondanze maggiori nei muschi. Per i siti del tratto torrentizio, invece, si osserva che M3 registra densità di *Grazer* e *Scraper* maggiori rispettivamente rispetto a tutti i siti ed a M2.

Sorgente Fontanon			
Abbondanza (%)			
dei Gruppi Funzionali (G.F.)			
G.F.	ROCCE	MUSCHI	POZZE
CO	95,11	52,38	89,59
SH	4,47	11,49	7,69
GR	0,00	0,00	0,00
SC	0,10	3,61	1,36
PR	0,32	32,51	1,36

Tab.14.: Abbondanze (%) dei gruppi funzionali (G.F.; CO=*Collector*, SC=*Scraper*, SH=*Shredder*, GR=*Grazer*, PR=*Predator*) nei microhabitat (Rocce, Muschi, Pozze) della sorgente Fontanon

Siti	Gruppi funzionali (%)				
	CO	SC	SH	PR	GR
M1	55,02	12,71	13,25	18,79	0,22
M2	55,81	21,15	15,27	7,57	0,20
M3	35,65	31,81	21,73	7,66	3,15

Tab.15.: abbondanze (%) dei gruppi funzionali (CO=*Collector*, SC=*Scraper*, SH=*Shredder*, GR=*Grazer*, PR=*Predator*) nei siti del torrente Mis

Anche per il Mis si registra la presenza di un'interruzione, in questo caso localizzata immediatamente a monte del lago (M2), a differenza del Caorame e dello Stién, le cause principali di questo risultato potrebbero non essere attribuibili alle caratteristiche ambientali: il pH e la granulometria del sedimento (ciottoli 60%) sono gli unici valori diversi (Anova 1-via, $p < 0,05$) da entrambi gli altri due siti (M1, M3). I risultati della PCA evidenziano che la posizione di M2 (proiezione di 1x2 fattori) è spiegata da una buona ossigenazione delle acque (ossigeno disciolto $\geq 100\%$), da temperature leggermente superiori ($T = 12,82^\circ\text{C}$) alla media ($T = 12^\circ\text{C}$) e da una minor presenza di substrato grossolano (Rocce=2%, Massi=18%), condizioni che dovrebbero rendere M2 più facilmente colonizzabile rispetto alle altre stazioni. Si considera che il ruolo del pH non sia fondamentale nella spiegazione dell'interruzione perché anche M1 e M3 sono caratterizzati da valori basici di pH, riconducibili alla stessa tipologia carsica di M2.

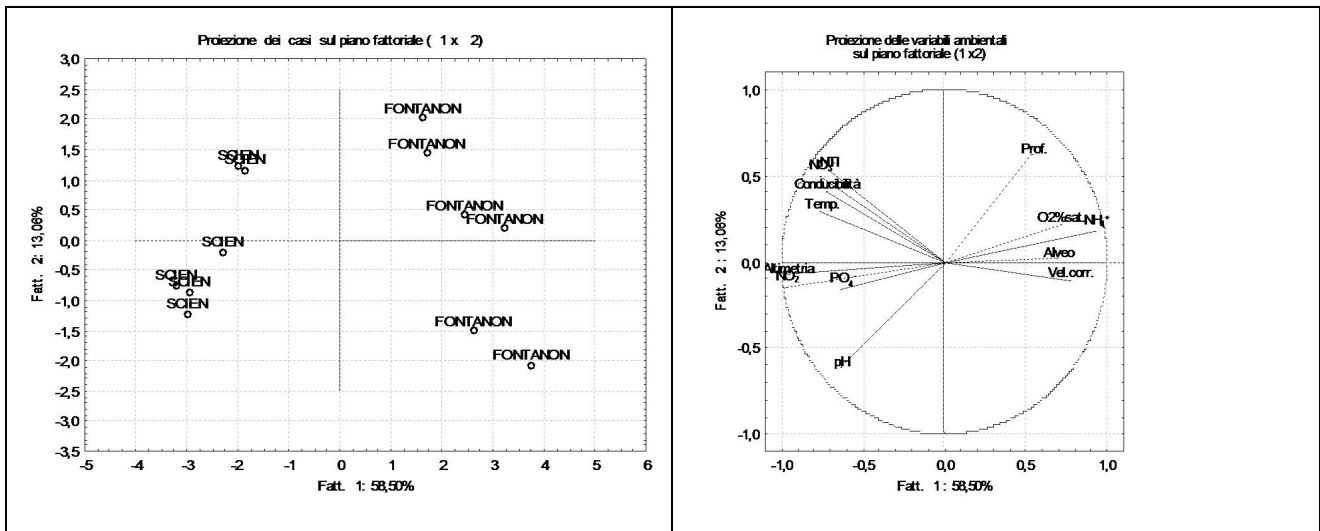
Immediatamente a valle di M1 e a monte di M2 si registra la presenza di due briglie poste con lo scopo di regolamentare il flusso del torrente e stabilizzare il fondo dell'alveo, proprio queste opere potrebbero influenzare e giustificare l'interruzione del *continuum* in M2, confermando studi nei quali si riconosce che la costruzione di barriere fisiche, quali ad esempio briglie, hanno effetto negativo sulla connettività longitudinale e quindi anche sulle comunità biotiche (e.g.: macrozoobentos ed ittiofauna) (Kandolf et al., 2006, Freeman et al., 2007). Anche se M3 è localizzato a valle di queste barriere potrebbe non risentire dell'effetto perché la presenza del lago agisce come fattore stabilizzatore della naturale variabilità di alcuni parametri (Hieber et al., 2002), come ad esempio accade per la velocità di corrente, minima in M3; la presenza di possibili *input* ipolimnetici assieme all'utilizzo, occasionale, delle rive del torrente come aree di pascolo, potrebbe, inoltre, contribuire a spiegare gli alti valori dello ione ammonio ($p < 0,05$), confermando come già dimostrato dai lavori di Corkum (1990, 1991) che la tipologia d'uso del territorio influisce sulle caratteristiche ambientali e delle comunità biotiche.

Dal punto di vista funzionale, la comunità di macroinvertebrati del torrente Mis registra meno differenze rispetto ai precedenti torrenti: l'Analisi della varianza ($p < 0,05$) evidenzia come unica differenza le maggiori ($p < 0,05$) abbondanze dei gruppi dei *Grazer* e degli *Scraper* a valle del lago (M3), questo conferma quanto detto precedentemente: in questi tratti la presenza di un'opera di questo tipo può rappresentare una forte stabilizzazione della naturale variabilità dell'habitat: a valle del lago, infatti, la minor velocità di corrente, la maggior disponibilità di nutrienti (anche se pur si tratta di oligotrofia) contribuiscono a formare un ambiente più idoneo per la formazione di macrofite ed alghe, che si aggiungono agli arbusti radicati, sia nel greto che nelle rive; la maggior diversificazione della struttura vegetale, in aggiunta alla presenza di aree di pascolo situate nelle rive, può spiegare il fatto che il sito a valle del lago (M3) riporta abbondanze significativamente ($p < 0,05$) maggiori di *Grazer* e *Scraper*.

5.2. Valutazione inter-habitat delle risposte spaziali delle comunità bentoniche sorgive

Il confronto tra i due sistemi sorgivi ha evidenziato che in entrambi prevale la tipologia di substrato grossolana formata, quasi esclusivamente, da rocce e massi (scala di Wentworth, 1922) e coperta da abbondanti muschi. L'alternanza di queste classi granulometriche partecipa assieme alla presenza di muschi ed alle diffuse zone di *riffle* e *pool* a creare un habitat altamente eterogeneo, risultato atteso ed in linea con la bibliografia di riferimento (Barquin et al., 2008). Anche se le sorgenti appartengono alla stessa tipologia (sorgenti perenni carsiche) l'Analisi della Varianza (Anova 1-via, $p < 0,05$) ha registrato la presenza di marcate differenze significative ($p < 0,05$): nella Scién si osserva, infatti, che velocità di corrente, larghezza dell'alveo bagnato e concentrazione dello ione ammonio sono minori ($p < 0,05$), mentre valori nettamente più alti ($p < 0,05$) si osservano per temperatura, NO_2^- ; i valori dello ione ammonio (NH_4^+), registrano valore mediamente maggiori nella Fontanon ($p = 0,04$).

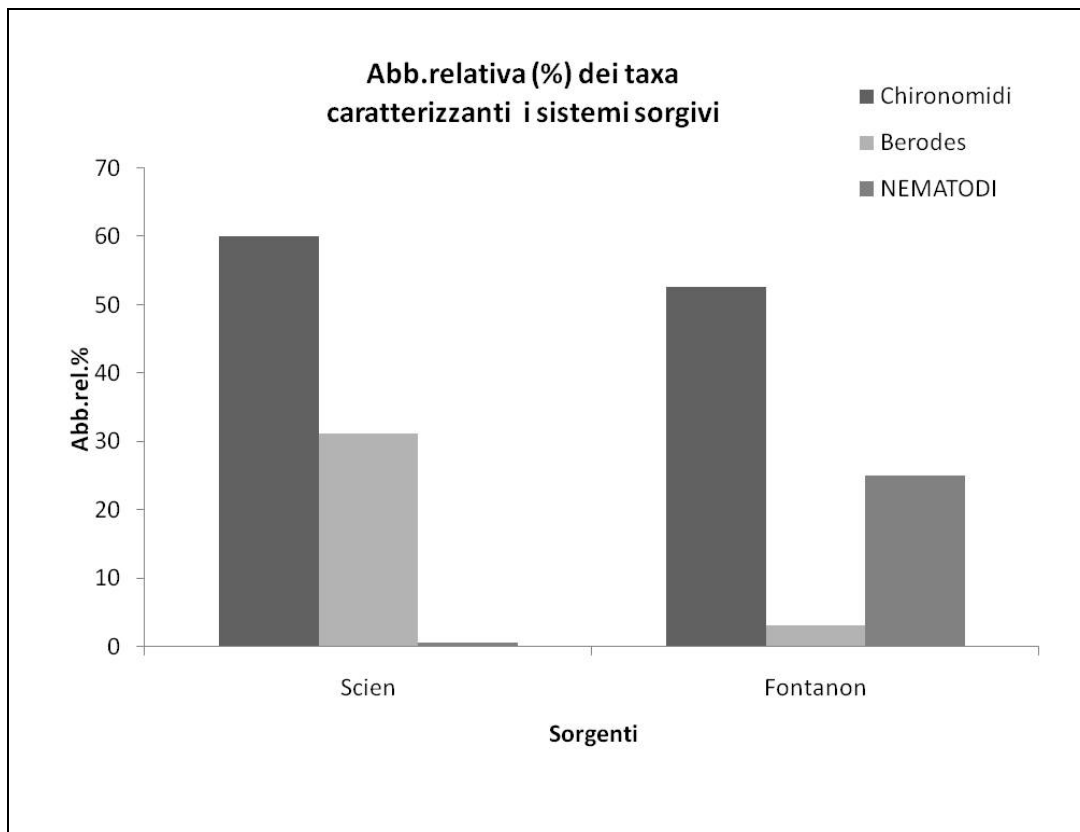
L'Analisi delle Componenti Principali (*Principal Component Analysis* -PCA) è riuscita a spiegare circa il 72% della variabilità ambientale totale, di questo valore, quasi la totalità (58,50%) è spiegato dal primo asse (fattore 1), nel quale l'altimetria (-0,97), la concentrazione di NO_2^- (0,97) e NH_4^+ (0,92) sono i parametri con maggior peso; il restante 13% circa della variabilità, invece, è spiegata dal secondo asse (fattore 2), nel quale la profondità risulta essere la variabile più esplicativa (0,62). La proiezione sul piano fattoriale (1x2) evidenzia che le sorgenti hanno distribuzioni nettamente diverse: una a destra (Scién) ed una a sinistra (Fontanon) del secondo asse (fattore 2); questo risultato sarebbe, quindi, secondo la PCA, determinato principalmente dai valori dell'altimetria, dei nutrienti e della profondità dell'alveo.



Graf.14.: Risultati della PCA svolta sul dataset dei parametri ambientali delle sorgenti Scién e Fontanon

Lo studio della comunità bentonica ha evidenziato l'assenza dell'effetto mese di campionamento (analisi MDS, stress 0,02 per la sorgente Scién e stress=0,1 per la Fontanon), in questo modo è stato possibile effettuare un *pooling* dei dati e considerare unitamente le repliche dei diversi mesi.

Come dimostra il seguente grafico, sia nella sorgente Scién che nella Fontanon più del 50% degli organismi è rappresentata dai Ditteri Chironomidi ($p > 0,05$), mentre valori nettamente diversi si osservano per quanto riguarda i Tricotteri, più abbondanti nella Scién ($p < 0,02$), ed i Nematodi, con abbondanze maggiori nella Fontanon ($p < 0,01$).



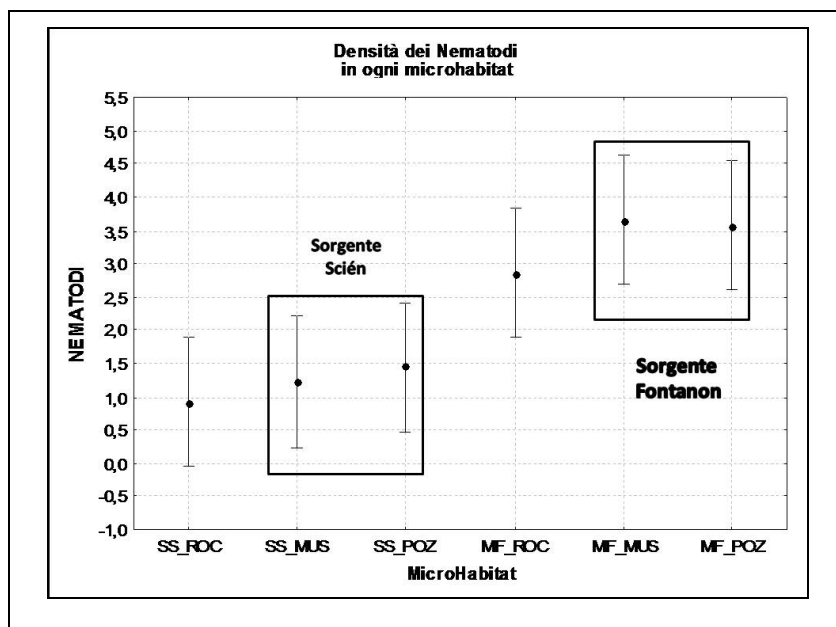
Graf.15. abbondanze relative (%) dei taxa caratterizzanti i siti delle sorgenti Scién e Fontanon

Le grandi abbondanze registrate per i Ditteri (Chironomidae) sono in linea con altri studi svolti in ecosistemi simili, sia interni che esterni all'area del Parco (Sambugar, 2005), e confermano la grande versatilità ecologica di questi organismi, che sono capaci di sopravvivere in condizioni di alto stress (in questo caso naturale) causato dalla turbolenza delle acque e dalla scarsità di cibo, trasportato velocemente a valle dalla corrente; nonostante questi taxa rappresentino buona parte degli organismi di molte comunità sorgive, ancora oggi i Ditteri delle sorgenti rimangono tra gli organismi poco conosciuti, sopra i quali è necessario sviluppare lo stato delle attuali ricerche (Cantonati et al., 2006).

Le elevate densità di Nematodi registrati nella sorgente Fontanon potrebbero far pensare ad una situazione di "stress", è noto infatti che questi organismi colonizzano ambienti perturbati; in realtà, però, anche questi taxa possono essere trovati con grandi abbondanze nelle sorgenti, come riportato da Gereckte et al. (2006) allo stato attuale le conoscenze sui Nematodi sorgivi sono ancora scarse, anche se uno studio fatto all'interno del Parco Nazionale di Berchtesgaden ha evidenziato grandi abbondanze (250-500 individui al m²) e ricchezze (80 specie) in sorgenti localizzate tra gli 800 ed i 1900 m s.l.m..

Come già accennato nei paragrafi precedenti, la considerazione del fattore microhabitat ha evidenziato che nella sorgente Fontanon non si osservano marcate ($p < 0,05$) differenze tra la diversità ed abbondanza degli organismi registrata nelle diverse tipologie di habitat (pozze, muschi, rocce), mentre per la Scién si osserva che le rocce registrano densità minori rispetto ai muschi e minore ricchezza (di taxa) rispetto alle pozze.

L'Analisi della varianza ha evidenziato la presenza di una differenza inter-habitat (cioè tra stesse tipologie di microhabitat appartenenti alle due diverse sorgenti) riferita ai Nematodi, che registrano abbondanze marcatamente ($p < 0,05$) maggiori nei muschi e nelle pozze della Fontanon rispetto a quelli nella sorgente Scién.



Graf.16.: densità (dati $\log(X+1)$ trasformati) dei Nematodi nei microhabitat (ROC=Rocce, MUS=Muschi, POZ=Pozze) delle sorgenti Scién (SS) e fontanon (MF)

Le minori abbondanze (N) e ricchezze dei taxa (S) sulle rocce della sorgente Scién potrebbero essere giustificate dal fatto che questa tipologia di microhabitat è tra quelli campionati è quello nel quale gli organismi trovano meno protezione: le rocce infatti, a differenza di muschi e pozze, non offrono protezione agli organismi che le colonizzano in superficie, unico "riparo" offerto potrebbe essere costituito dalle scarse fessurazioni superficiali, idonee, però, alla sola colonizzazione di organismi di piccole dimensioni (meiofauna), considerando ciò questa tipologia di habitat (rocce) potrebbe essere meno idonea ad ospitare abbondanti e

diversificate comunità sia perché espone i taxa alla destabilizzazione dell'ambiente, provocata dalla grande turbolenza dell'acqua, sia perché non ha strutture, quali interstizi o fessure, capaci di trattenere la sostanza organica (fonte di cibo per gli organismi), che quindi viene trasportata a valle dalla corrente.

Come suddetto, però, nella sorgente Fontanon non si verificano le differenze osservate per la Scién, questo risultato potrebbe essere dovuto alla maggior profondità della Fontanon: le rocce in questo caso non si differenziano marcatamente ($p < 0,05$) dagli altri microhabitat perché sono esposte in modo minore alla "naturali perturbazioni" fatte dalla corrente, come noto infatti questo parametro, per effetto dell'attrito fatto dal sedimento, è minore alla base della colonna d'acqua.

Dal punto di vista funzionale la grande prevalenza dei *Collector*, in entrambi i sistemi sorgivi, dà un'informazione indiretta sulla tipologia di sostanza organica che caratterizza questi ambienti: i taxa collettori (CO), infatti, si cibano di materiale organico fine (FPOM) (Cummins & Klug, 1979), che deriva dalla disgregazione meccanica, ad opera della corrente, e dalla triturazione fatta dal gruppo degli *Shredder* (SH).

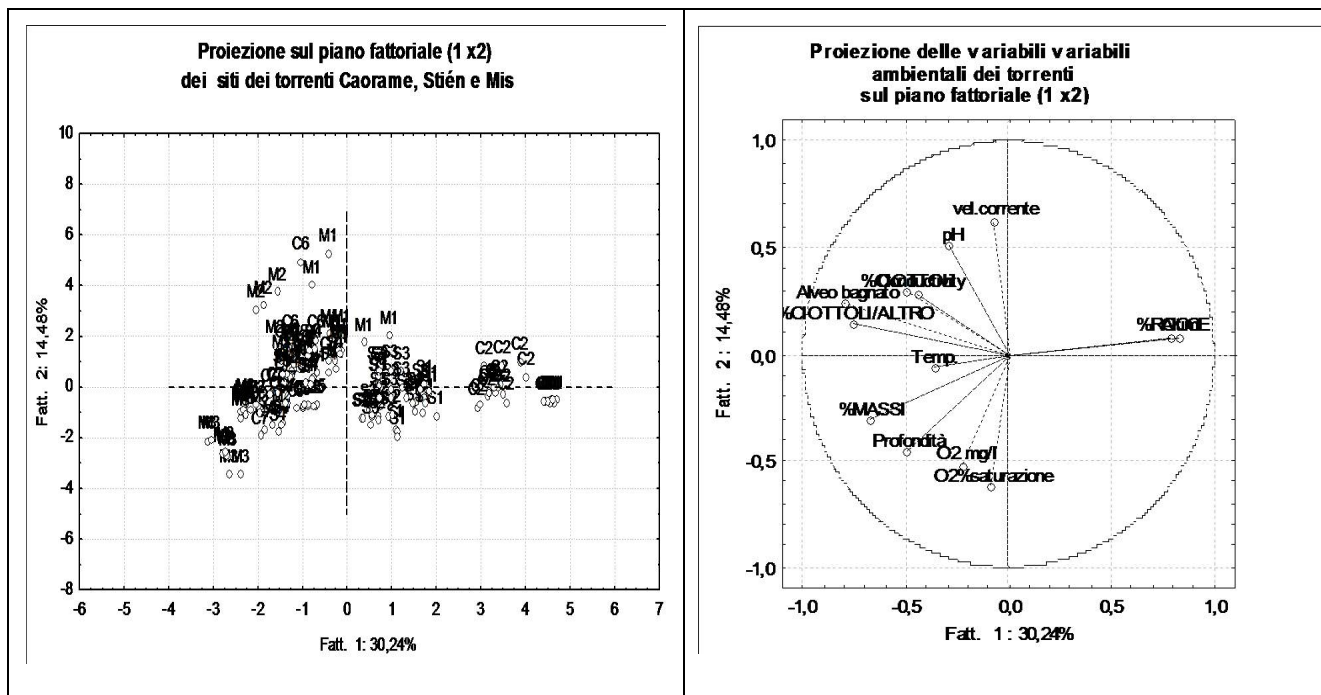
Le grandi abbondanze degli organismi predatori registrate nel microhabitat dei Muschi non sono direttamente collegate dalla presenza di una tipologia di sostanza organica, ma si possono capire se si considera che i Muschi, avendo una maggior disponibilità e ricchezza dei taxa, rappresentano un microhabitat nel quale i predatori trovano maggiore densità e varietà di prede.

5.3.Valutazione inter-habitat delle risposte spaziali delle comunità bentoniche torrentizie

Tutti e tre i torrenti (Caorame, Stién e Mis) sono caratterizzati da substrato grossolano, nel quale prevalgono rocce, massi e ciottoli (scala di Wentworth, 1922), e da acque turbolenti, ben ossigenate (%sat. Ossigeno \geq 95%), con pH basico (pH \geq 8), tipico di sistemi carsici, conducibilità compresa tra un minimo di $0,20\pm 0,02\mu\text{S cm}^{-1}$ (S2) ed un massimo di $0,49\pm 0,03\mu\text{S cm}^{-1}$ (M1) e basse concentrazioni di nutrienti: l'azoto inorganico è rappresentato dalla prevalenza della forma nitrica (N-NO₃⁻), lo ione ammonio (N-NH₄⁺) non supera mai i $2,0\mu\text{M}$ (Anova 1-via $p<0,05$) (M3), mentre l'ortofosfato reattivo massimo a valle del lago del Mis (M3) rimane sempre al di sotto dei $0,3\mu\text{M}$ ($p>0,05$).

Secondo i modelli ecologici classici (Vannote et al., 1980, Minshall 1983, 1985) le caratteristiche dei sistemi lotici di tratti fluviali localizzati a simili fasce altimetriche, dovrebbero non differire in modo significativo le une dalle altre. Nei nostri sistemi, invece, si osserva che questa situazione non è quasi mai rispettata: a simili altimetrie infatti il valore di quasi tutti i parametri abiotici sono marcatamente diversi (Anova 1-via, $p<0,05$)(Allegato II). Si osserva che gli unici valori con assenza di differenze marcate sono le concentrazioni dell'ossigeno (% saturazione) e la temperatura.

Come dimostrano i risultati della PCA, ottenuti nei tre torrenti (Caorame, Stién e Mis), l'altimetria, la tipologia di substrato sono le variabili ambientali che hanno un peso sempre "importante" nella spiegazione dei risultati. L'Analisi delle Componenti Principali è stata fatta anche unendo i tre dataset abiotici dei torrenti, per poter osservare se i siti localizzati ad altimetrie simili potessero avere un simile ordinamento nel piano fattoriale. In questo caso l'analisi ha spiegato circa il 45% della variabilità totale, i risultati confermano il maggior peso dell'altimetria (0,82) e della tipologia di substrato, in particolare le rocce (0,78), anche la velocità di corrente, associata con maggior peso al secondo asse (fattore 2), risulta essere determinante (0,63); il ruolo importante dell'altimetria è confermato, inoltre, dal fatto che quasi tutte le variabili ambientali considerate (esclusa la velocità di corrente) sono significativamente correlate ad essa (correlazione di Pearson, $p<0,05$); questo risultato sottolinea, quindi, che la l'altimetria è una "variabile composta": la sua considerazione, in realtà, include la valutazione di una molteplicità di parametri (e.g.:tipologia di substrato, temperature, etc.) (Finn et al., 2005).



Graf.17.: Risultati della PCA svolta sul *dataset* dei parametri ambientali dei torrenti Caorame, Stién e Mis

L'ordinamento dei siti nel piano fattoriale evidenzia che le stazioni localizzate più a monte del torrente Caorame (C1, C2) sono più lontane e quindi meno simili alle altre, anche rispetto a S1, localizzato ad un'altimetria simile alla loro. Anche il sito localizzato a valle del lago del Mis (M3) registra questa situazione, questo si discosta anche dai siti localizzati a fasce altimetriche simili (C7 e S4). Per quanto riguarda S1 le minori similarità rispetto a C1 e C2 sono attribuibili al fatto che in questi ultimi il substrato risulta essere più roccioso e meno eterogeneo. I risultati registrati M3 potrebbero invece essere associati alla presenza del lago del Mis, che come già detto nei paragrafi precedenti, agisce da fattore stabilizzatore della naturale variabilità dei parametri abiotici.

Il confronto inter-habitat delle comunità macrobentoniche evidenzia che in corrispondenza di C2 i taxa sono meno diversificati ed abbondanti rispetto a tutti gli altri siti ($p < 0,01$); il calcolo degli indici biotici non registra, invece, marcate differenze tra i siti. Dal punto di vista funzionale si osserva che il torrente Mis registra un'abbondanza maggiore del gruppo dei *Collector* ($p < 0,02$), *Grazer* e *Scraper* hanno abbondanze maggiori nei siti più a valle ($p < 0,05$), in particolare in M3 che registra abbondanze maggiori anche verso S4 e C7 ($p < 0,01$), confermando come già detto l'effetto mitigatore del lago.

Questi risultati evidenziano che le caratteristiche ambientali inter-habitat e le risposte spaziali delle comunità bentoniche in ecosistemi *Headstream*, caratterizzati da simili condizioni geomorfologiche, potrebbero essere più eterogenee di quanto generalizzato dalle teorie classiche (RCC, Vannote *et al.*, 1980). Anche lo studio intra-habitat conferma questo, infatti, nonostante per le condizioni ambientali intra-habitat è possibile riconoscere la presenza di un gradiente longitudinale, si osserva che non è rispettata la presenza del *continuum* (Vannote *et al.*, 1980, Minshall 1983, 1985). Questo risultato, quindi sottolinea, ulteriormente, che, anche in tipologie simili (sistemi carsici), localizzate in una piccola area e sottoposti a medesime condizioni (e.g.:clima, uso territorio circostante, etc.) le caratteristiche ambientali e, quindi, le risposte spaziali delle comunità di questi tratti (*Headstream*) possono essere in realtà più eterogenee di quanto previsto dalle semplificazioni generalmente accettate (Poole, 2002, Thorp *et al.*, 2006).

6. Conclusioni

Lo studio ha evidenziato che il tratto sorgivo dei sistemi torrentizi è caratterizzato da una maggiore eterogeneità ambientale rispetto a quello localizzato a valle degli stessi. Le comunità risultano essere meno diversificate ed i taxa presenti registrano abbondanze marcatamente superiori rispetto alle comunità macrobentoniche del tratto torrentizio; questi risultati sostengono, quindi, i lavori nei quali si attribuisce alle sorgenti una collocazione, nel gradiente longitudinale, diversa da quella dei torrenti (Illies et al., 1963). L'utilizzo di diverse metodologie di campionamento ha permesso di osservare che le risposte spaziali della comunità risentono della tipologia di microhabitat, questo pone l'accento sull'importanza di considerare l'eterogeneità di questo tratto fluviale anche dal punto di vista delle metodologie di campionamento (Costa et al., 2008), valutare una sola tipologia di microhabitat potrebbe infatti escludere sia la completa comprensione delle caratteristiche ecosistemiche (Clarke et al., 2008), sia l'effetto di impatti antropici su scala locale (Brooks et al., 2002).

I risultati della PCA intra-habitat hanno evidenziato che la posizione longitudinale dei siti (espressa dalla loro altimetria) è un parametro non trascurabile, che ha un ruolo importante nella spiegazione dei risultati. Tuttavia anche se la proiezione delle stazioni nel piano fattoriale rispetta il gradiente longitudinale, si osserva che le modificazioni ambientali non cambiano in modo continuo, a differenza di quanto previsto da Vannote *et al.* (1980). Questo risultato è confermato anche dalle risposte spaziali delle comunità bentoniche: come riportano i risultati, infatti, in ogni torrente sono presenti punti in corrispondenza dei quali il *continuum* è interrotto (C2, S3, M2).

Lo studio inter-habitat conferma ulteriormente che i modelli classici non rispecchiano le reali condizioni dei tratti alti del sistema fluviale: come dimostrano i risultati, infatti, le caratteristiche ambientali e le risposte spaziali delle comunità bentoniche sono molto eterogenee anche se confrontate a simili fasce altimetriche.

Viste la grande eterogeneità delle *Headwater*, sia intra che inter-habitat, oggi, come riportano Petts *et al.* (2006), c'è un urgente bisogno di capire e determinare il ruolo chiave dei parametri ambientali e della loro variabilità per misurare e modellizzare gli effetti di queste variazioni sul biota, sull'habitat e su tutto l'ecosistema. I nostri risultati a tal proposito sostengono il ruolo chiave dei parametri abiotici sia sulla struttura che sulla funzione delle comunità zoobentoniche, in particolare la velocità di corrente e la tipologia di substrato sono

risultati essere tra i fattori ambientali (locali) quelli sempre presenti nella spiegazione delle significatività, sia per lo studio delle sorgenti che per quello dei torrenti.

I risultati ottenuti nel torrente Mis sottolineano che la connettività (Ward 1989, Pringle 2003/b) del gradiente longitudinale e le sue interruzioni sono elementi che influiscono sulle risposte spaziali delle comunità bentoniche; per una corretta comprensione delle caratteristiche ecosistemiche questo fattore (connettività), assieme alla sua naturale variabilità nel tempo e nello spazio devono, quindi, essere considerati con giusto peso negli studi ecologici e nelle misure di gestione dei sistemi lotici (Kandolf *et al.*, 2006).

I nostri studi sostengono i lavori di Poole (2002) e Thorp *et al.* (2006), nei quali si sottolinea come modellizzare le caratteristiche di ecosistemi caratterizzati da grande eterogeneità ambientale, quali i tratti alti del sistema fluviale, sia una questione che rimane ancora oggi aperta; il lavoro di Vannote *et al.* (1980) e le successive integrazioni fatte da Minshall (1983, 1985), rimangono ancora oggi tra i modelli classici generalmente accettati anche negli studi svolti nei tratti *Headwater*; anche se il presente studio dovrebbe essere svolto su una maggiore quantità di torrenti, ad una prima analisi, i nostri risultati confermano che il modello del RCC può essere considerato solo una rappresentazione ragionevole delle condizioni generali dei sistemi lotici, ma in realtà nessun fiume è un *continuum* (Poole, 2002, Thorp *et al.*, 2006), anzi l'organizzazione delle caratteristiche ambientale, e quindi le risposte spaziali delle comunità bentoniche, possono essere descritte mediante un gradiente discontinuo (Poole, 2002). Tuttavia l'approccio del *discontinuum* non rigetta quello del RCC: in alcuni casi infatti può succedere che l'organizzazione a *patch* dei segmenti contenga una transizione graduale di alcune caratteristiche ecosistemiche, che può essere approssimata ad un *continuum* di condizioni (Poole, 2002). Quest' ultima possibilità non può però essere la regola generale soprattutto in tipologie caratterizzate da una variabilità molto alta, così come gli ecosistemi *Headwater* (Ward, 2001, Poole, 2002).

Lo studio svolto sul Parco Nazionale delle Dolomiti Bellunesi sottolinea quindi la necessità e l'importanza di ampliare gli studi sulle *Headwater* perché ad oggi i modelli classici, anche se sono considerati una approssimazione accettabile delle caratteristiche ambientali e delle risposte spaziali della comunità, non rispecchiano la reale eterogeneità di questi sistemi, spesso sottostimandola (Thorp *et al.*, 2006). La corretta comprensione delle *Headwater* è un punto chiave nell'ecologia fluviale, sia per aumentare lo stato di conoscenze su questi sistemi lotici, sia per poter salvaguardare gli stessi con gestioni efficienti ed efficaci, perché come noto, infatti, queste tipologie di ambienti oggi sono tra quelle più sensibili alle modificazione

dovute agli impatti antropici, sia essi diretti (dighe, captazioni, briglie, etc.) che indiretti (cambiamenti climatici) (Barquin et al., 2008).

Bibliografia

- Barquin J., Death R. G., 2008. Physical and chemical differences in karst spring of Cantabria, northern Spain: do invertebrate communities correspond? *Aquatic Ecology*. Doi 10.1007/s10452-008-9170-2.
- Benda L., Hassan M.A., Church M, May C.L., 2005. Geomorphology of steepland headwaters: the transition from hillslopes to channels. *Journal of the American Water Resources Association* 41: 835-851.
- Bernhardt E.S., Likens G.E., Hall R.O. Jr., 2005. Can't see the forest for the stream? In-stream processing and terrestrial nitrogen exports. *BioScience* 55: 219-230.
- Bilby R.E., Likens G.E., 1980. Importance of organic debris dams in the structure and function of stream ecosystems. *Ecology* 61: 1107-1113.
- Boscolo C., D'Alberto L., Mion F., 2006. REGIONE DEL VENETO (ARPAV), Atlante delle sorgenti del Veneto. Coordinamento Editoriale Maria Carta, Servizio Comunicazione ed Educazione Ambientale.
- Boulton A.J., 2003. Parallels and contrasts in the effects of drought on stream macroinvertebrate assemblages. *Freshwater Biology* 48: 1173-1185.
- Braioni M.G., Dal Cortivo M., Salmoiraghi G., 2004. Leaf Bitter Breakdown Processing in the Functional Monitoring of a Mountain Stream. *Internat. Rev. Idrobiol.* 89: 536-550.
- Bretschko G. (1969). Zur Hydrobiologie zentralalpiner Gletscherabflüsse. *Verhandlugen Derdeutschen Zoologischen*
- Brittain J.E., Adalsteinsson H., Castella E., Gislason G.M., Lencioni V., Lods-Crozet B., Maiolini B., Milner A.M., Petts G.E. & Saltveit S.J., 2000. Towards a conceptual understanding of arctic and alpine streams. *Verhandlugen der Internationalen Vereinigung fu r Theoretische und Angewandte Limnologie* 27: 740-743.
- Brooks, S.S., Palmer, M.A.; Cardinale, B.J.; Swan, C.M.; Ribblett, S. 2002. Assessing stream ecosystem rehabilitation: Limitations of community structure data. *Restoration Ecology* 10: 156-16.
- Bruns D.A., Hale A.B. & Minshall G.W., 1987. Ecological correlates of species richness in three guilds of lotic macroinvertebrates. *Journal of Freshwater Ecology* 4:163-176.
- Bunn S.E., Davies P.M., 2000. Biological processes in running water and their implications for the assessment of ecological integrity. *Hydrobiologia* 422/423: 61-70.
- Campaioli S., Ghetti P. F., Minelli A., Ruffo S. 1994. *Manuale per il riconoscimento dei Macroinvertebrati delle acque dolci Italiane*. Provincia autonoma di Trento. Vol. I e II.
- Cantonati M, Gerecke R, Bertuzzi E., 2006. Springs of the Alps-sensitive ecosystems to environmental change: from biodiversity assessments to long-term studies. *Hydrobiologia* 562: 59 -96.
- Cardinale B.J., Palmer M.A., Swan C.M., Brooks S., Poff N.L., 2002. The influence of substrate heterogeneity on biofilm metabolism in a stream ecosystem. *Ecology* 83 (2): 412-422.
- Casas J.J., Zamora-Munoz C., Archila F., Alba-Tercedor J., 2000. The effect of a headwater dam on the use of leaf bags by invertebrate communities. *Regul.River.: Res. Mgmt.* 16: 577-591.

- Clarke K.R., Warwick R.M., 1994. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Natural Environmental Research Council, UK, 144pp.
- Clarke A., Mac Nally R., Bond N., Lake P.S., 2008. Macroinvertebrate diversity in headwater streams: a review. *Freshwater Biology* 53: 1707-1721.
- Corkum L., 1990. Intra-biome distributional patterns of lotic macroinvertebrate assemblages. *Aquat. Sci.* 47: 2147-2157.
- Corkum L., 1991. Spatial patterns of macroinvertebrate distributions along rivers in eastern deciduous forest and grassland biomes. *J.N. Am. Benthol. Soc.* 10 (4): 358-371.
- Costa S.S., Melo A.S., 2008. β -diversity in stream macroinvertebrate assemblages: among sites and among microhabitat components. *Hydrobiologia* 598:131-138.
- Cummins K.W., Klug M.J., 1979. Feeding ecology of stream invertebrates. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 10: 147-172
- Cummins K.W., 1992. Catchment characteristics and river ecosystems. *River conservation and managements* ed. By Boon P. J., Calow P., Petts G. E.: 125-135.
- Di Sabatino, A., R. Gerecke & P. Martin, 2000. The biology and ecology of lotic water mites (Hydrachnidia). *Freshwater Biology* 44: 47-62.
- Fano E.A., Puppi G., Dowgiallo M.G., 1985. Detritus processing and microfungus and animal association in Arrone Stream, *Rend. Acc. Naz. Linc.*, Vol. LXXVII: 83-92.
- Fano E.A., Rossi L., Basset A., 1981. Detritus processing of three leaves species and associated communities in small temperate Woodland stream. *SITE atti* 1: 243-248.
- Ferreira V., Graca M., De Lima J., Gomes R., 2006. Role of physical fragmentation and invertebrate activity in the breakdown rate of leaves. *Arch. Hydrobiol.* 165 (4): 493-513.
- Finn D.S., Poff N.L., 2005. Variability and convergence in benthic communities along the longitudinal gradients of four physically similar Rocky Mountain streams. *Freshwater Biology* 50: 243-261.
- Flecker A.S., Alan J., D., 1984. The importance of predation, substrate and spatial refugia in determining lotic insect distribution. *Oecologia* 64: 306-313.
- Freeman M.C., Pringle C.M., Jackson C.R., 2007. *Journal of the American Water Resources Association* 43 (1): 5-14.
- Fureder L., Schutz C., Burger R. & Wallinger M., 1998. High Alpine streams as models for ecological gradients. *Hydrology, Water Resources and Ecology in Headwaters* (Eds K. Kovar, U. Tappeiner, N.E. Peters & R.G.N. Craig): 387-394. IAHS Publisher, U.K.
- Galas J., Dumnicka E., 2003. Organic Matter Dynamic and Invertebrate Functional Groups in a Mountain Stream in the West Tatra Mountains of Poland. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 88: 362-371.
- Gesner M.O., Chauvet E., Dobson M., 1999. A Perspective on Leaf litter Breakdown in Stream. *Oikos* 85 (2): 377-384.
- Gessner M.O., Chauvet E., 2002. A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. *Ecological Applications*, 12(2): 498-510, Ecological Society of America.

- Gulis V., Ferreira V., Graca M., 2006. Stimulation of leaf litter decomposition and associated fungi and invertebrates by moderate eutrophication: implications for stream assessment. *Freshwater Biology* 51: 1655-1669.
- Gurtz M.E., Wallace J.B., 1984. Substrate-mediated response of stream invertebrate to disturbance. *Freshwater Biology* 65 (5): 1556-1569.
- Haigh M.J., Singh R.B. & Krecek J., 1998. Headwater control: matters arising. *Headwaters Water resources and Soil Conservation* (Eds M.J. Haigh, J. Krecek, G.S. Rajwar & M.P. Kilmartin): 3-24. A.A. Balkema, BR Rotterdam, The Netherlands.
- Heino J., 2005a. Functional biodiversity of macroinvertebrate assemblages along major ecological gradients of boreal headwater streams. *Freshwater Biology* 50: 1578–1587.
- Heino J., 2005b. Metacommunity patterns of highly diverse stream midges: gradients, checkerboards, and nestedness, or is there only randomness? *Ecological Entomology* 30: 590–599.
- Hestir E. L., 2007: Functional Process Zones and the River Continuum Concept. Unpublished document.
- Hieber M., Gessner M.O., 2002. Contribution of stream detritivores, fungi, and bacteria to leaf breakdown based on biomass estimates. *Ecology* 83:1026–1038.
- Huston M.A., 1994. *Biological Diversity: the Coexistence of Species on Changing Landscapes*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Hynes H.B.N. (1970) *The Ecology of Running Waters*. University of Toronto Press, Toronto.
- Illies J. & Botosaneanu L. (1963) Proble`mes et me`thodes de la classification et de la zonation e`cologique des eaux courantes, considere`es surtout du point de vue faunistique. *Mitteilungen Internationalen Vereinigung fur Theoretische und Angewandte Limnologie*, 12, 57 pp
- Junk W. J., Bayley P. B., Sparks R.E., 1989: The flood-pulse concept in river-floodplain systems. In *Proceedings of the international large river symposium (LARS)*, Dodge D. P. (ed). Canadian Special Publication in Fisheries and Aquatic Science, 106.
- Junk W. J., Wantzen K.M., 2004: The flood pulse concept: new aspects, approaches and applications-an update. In *Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries*, Volume 2, Welcomme R. L., Petr T (eds). Food and Agriculture Organization & Mekong River Commission. FAO Regional Office for Asia and the Pacific, Bangkok. RAP Publication 2004/16:117-149.
- Kandolf G.M, Boulton A.J., Poole G.C., Rahel F.J., Stanley E.H., Wohl E., Bang A., Carlstrom J., rostpmo C., Huber H., Koljonen S., Louhi P., Nakamura K., 2006. Process-Based Ecological River Restoration: Visualizing Three-Dimensional Connectivity and Dynamic Vectors to Recover Lost Linkages. *Ecology and Society* 11(2):5.
- Leopold, L.B., M.G. Wolman, and J.P. Miller, 1964. *Fluvial Processes in Geomorphology*. W.H. Freeman and Company, San Francisco.
- Leroy C.J., Marks J.C., 2006. Litter quality, stream characteristics and litter diversity influence decomposition rates and macroinvertebrates. *Freshwater Biology* 51:605–617

- Maiolini B. & Lencioni V., 2001. Longitudinal distribution of macroinvertebrate assemblages in a glacially influenced stream system in the Italian Alps. *Freshwater Biology* 46:1625-1639.
- Merritt R.W., Cummins K.W., 1996: An Introduction to the Aquatic Insects of North America, third edition. Kendall/Aunt Publishing Company.
- Meyer J.L. & Wallace J.B., 2001. *Lost Linkages and Lotic Ecology: Rediscovering Small Streams*. Blackwell Scientific, Oxford.
- Meyer, J.L., D.L. Strayer, J.B. Wallace, S.L. Eggert, G.S. Helfman, and N.E. Leonard, 2007. The Contribution of Headwater Streams to Biodiversity in River Networks. *Journal of the American Water Resources Association* 43. DOI: 10.1111/j.1752-1688.2007.00008.x.
- Minshall G.W., Petersen R.C. 1985. Towards a theory of macroinvertebrate community structure in stream ecosystems. *Arch. Hydrobiol.* 104(1): 49-76.
- Minshall G.W., Petersen R.C., Cummins K.W., Bott T.L., Sedell J.R., Cushing C.E. & Vannote R.L., 1983. Interbiome comparison of stream ecosystem dynamics. *Ecological Monographs* 53:1-25.
- Minshall G.W., Petersen R.C., Cummins K.W., Bott T.L., Sedell J.R., Cushing C.E., Vannote R. L., 1985a. Developments in Stream Ecosystem Theory. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42: 1045-1055.
- Minshall G.W., Petersen R.C., Cummins K.W., Bott T.L., Sedell J.R., Cushing C.E., Vannote R.L. 1985a. Developments in Stream Ecosystem Theory. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42: 1045-1055.
- Montgomery D.R., 1999. Process domains and the river continuum concept. *Journal of the American Water Resources Association* 35: 397-410.
- Mori N., Brancelj A., 2006. Macroinvertebrate communities of karst springs of two river catchments in the Southern Limestone Alp (the Julian Alps, NW Slovenia). *Aquatic Ecology* 40: 69-83.
- Nelson S.M., 2000. Leaf breakdown and macroinvertebrate colonization: bioassessment tools for a high-altitude regulated system? *Environmental Pollution* 110: 321-329.
- Pascoal C., Cassio F., Gomes P., 2001: leaf breakdown rates: a measure of water quality?. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 86: 407-416.
- Perry J. A., Shaffer D. J., 1987. The longitudinal distribution of riverine benthos: a river discontinuum? *Hydrobiologia* 148: 257-268.
- Petersen R.C., Cummins K.W., 1974. Leaf processing in a woodland stream. *Freshwater Biology* 4: 324-368.
- Peterson B.J., Wollheim W.M., Mulholland P.J. et al.. 2001. Control of nitrogen export from watersheds by headwater streams. *Science* 292: 86-90.
- Petts G.E., Nestler J., Kennedy R., 2006. Advancing science for water resources management. *Hydrobiologia* 565: 277-288.
- Poole G. C., 2002. Fluvial landscape ecology: addressing uniqueness within the river discontinuum. *Freshwater biology* 47: 641-660.
- Pringle, C.M., 2003b. What is Hydrologic Connectivity and Why is it Ecologically Important? *Hydrological Processes* 17:2685-2689.

- Robinson C.T., Gessner M.O., 2000. Nutrient Addition accelerates leaf breakdown in alpine springbrook. *Oecologia* 122: 258-263.
- Rossaro B. & Mietto S., 1998. Multivariate analysis using chironomid (Diptera) species. *Advances in River Bottom Ecology* (Eds G. Bretschko & J. Helesic): 191-205. Backhuys Publishers, Leiden.
- Rossaro B., 1988. A Contribution to the knowledge of Chironomids in Italy (Diptera: Chironomidae). *Spixian supplement*, 14: 191-200.
- Sambugar B., 2005. Gli invertebrati degli ambienti acquatici sotterranei e sorgentizi del Parco Nazionale delle Dolomiti Bellunesi.
- Sandin L., 2003. Benthic macroinvertebrate in Swedish streams: community structure, taxon richness and environmental relations. *Ecography* 26: 269-282.
- Sedell J.R., Richey J.E., Swanson F.J., 1989. The River Continuum Concept: a basis for the expanded ecosystem behaviour of very large rivers?. *Proceedings of the international Large River Symposium* (Vol. 106). Dodge DB (ed.). Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences: 49-55.
- Sidle R.C., Tsuboama Y., Noguchi S., Hosoda I., Fujieda M. & Shimizu T., 2000. Stormflow generation in steep forested headwaters: a linked hydrogeomorphic paradigm. *Hydrological Processes* 14: 369-385.
- Stanford J.A. & Ward J.V., 1988. The hyporheic habitat of river ecosystems. *Nature* 335: 64-66.
- Streyer D.L., 2006. Challenges for freshwater invertebrate conservation. *Journal of the North American Benthological Society* 25: 271-287.
- Tanaka M.O., Ribas A.C.A., De Souza A.L.T., 2006. Macroinvertebrate succession during leaf litter in a perennial Karstic river in Western Brazil. *Hydrobiologia* 568:493-498.
- Thoms M.C., 2006. Variability in riverine ecosystems . *River Research & Applications* 22: 115-121.
- Thorp J. H., Thoms M. C., Delong M.D., 2006: The Riverine ecosystem synthesis: biocomplexity in river networks across space and time. *River Research & Applications* 22: 123-147.
- Thorp J.H. 1992. Linkage between islands and benthos in the Ohio River, with implications for riverine management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 49: 1873-1882.
- Thorp J.H., Covich A.P., 2001. *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrate*. Second Edition.
- Thorp J.H., Delong M.D., 1994. The riverine productivity model: an heuristic view of carbon sources and organic processing in large river ecosystems. *Oikos* 70: 305-308.
- Thorp J.H., Delong M.D., 2002. Dominance of autotochthonous autotrophic carbon in food web of heterotrophic rivers. *Oikos* 93:3.
- Thowesd C.R., 1989. The patch dynamics concept of stream community ecology. *Journal of the North American Benthological Society* 8: 36-50.
- Tockner K., Malard F. and Ward J.V., 2000. An extension of the flood pulse concept. *Hydrological Processes* 14: 2861-2883.
- Vannote R.L., Minshall G. W., Cummins K. V., Sedell J. R., Cushing C. E., 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130-137.

- Voelz N.J. & McArthur J.V., 2000. An exploration of factors influencing lotic insect species richness. *Biodiversity & Conservation* 9: 1543-1570.
- Von Fumetti S.V., Nagel P., Baltes B., 2006. Factors governing macrozoobenthic assemblages in perennial springs in north-western Switzerland. *Hydrobiologia* 568:467-475
- Wallace J.B., Eggert S.L., Meyer J.L. & Webster J.R., 1997. Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial litter inputs. *Science* 277: 102-104.
- Ward J. V., 1989. The four – dimensional nature of lotic ecosystem. *Journal of the North American Benthological Society* 8:2-8.
- Ward J. V., Tockner K., Uehlinger U., Malard F., 2001. Understanding natural patterns and processes in river restoration. *Regul. Rivers: Res. Mgmt* 17: 311-323.
- Ward J.V., 1986. Altitudinal zonation in a Rocky Mountain stream. *Archiv für Hydrobiologie, Supplement* 74, 133-99.
- Ward J.V., 1994. Ecology of alpine streams. *Freshwater Biology* 32: 277-294.
- Water Framework Directive 2000/60/CE.
- Wipfli M.S., Richardson J.S. & Naiman R.J., 2007. Ecological linkages between headwaters and downstream ecosystems: transport of organic matter, invertebrates, and wood down headwater channels. *Journal of the American Water Resources Association* 43: 72-85.
- Young R., Matthaei C., Townsend C., 2006. Functional Indicators of Rivers Ecosystems Health – Final Project prepared for Ministry for the Environment Sustainable Management Fund Contract 2208, Report No.1174.
- Young R., Matthaei C., Townsend C., 2008. Organic matter breakdown and ecosystem metabolism: functional indicators for assessing river ecosystem health. *J.N. Am.Bentol. Soc.*, 27 (3):605-625.
- Young R., Townsend C., Matthaei C. 2004. Functional Indicators for river ecosystem health – an interim guide for use in the New Zealand. Prepared for Ministry for the Environment Sustainable Management Fund Contract 2208, Report No.870.

Allegato I

Classificazione tassonomico funzionale delle comunità bentoniche delle sorgenti (Scién e Fontanon) e dei torrenti (Caorame, Stién e Mis)

Sorgente Scien

SORGENTE SCIEN								
Classificazione tassonomica				Classificazione funzionale	Metodo campionamento			
Phylum	Ordine	Famiglia	Genere - Specie	Gruppi funzionali	Muschi	Retino	Rocce	
ARTHROPODA	DIPTERA	CHIRONOMIDAE		GC	*	*	*	
		PSYCODIDAE		GC				
		ATHERICIDAE	<i>Atherix ibis</i>	PR				
		EMPIDIDAE		PR				
	TRICOPTERA	HYDROPSIDIDAE			FC			
		LIMNEPHILIDAE			SH			
		PHILOPOTAMIDAE			FC	*		
			<i>Phylocentropus</i>	FC	*	*	*	
		BERAEIDAE	<i>Berodes</i>	GC	*	*	*	
		GORIDAE	<i>Silo nigricornis</i>	SC	*	*	*	
		RHYACOPHILIADAE	<i>Rhyacophila</i>	PR	*			
		SERICOSTOMATIDAE	<i>Sericostoma</i>	SH				
		PLECOPTERA	NEMOURIDAE	<i>Nemoura</i>	SH	*	*	*
			<i>Protonemura</i>	SH	*	*	*	
			<i>Anphinemura</i>	SH		*		
	LEUCTRIDAE		<i>Leuctra</i>	SH	*	*	*	
	PERLIDAE			PR				
	CAPNIIDAE		<i>Capnia</i>	SH	*			
	EFEMEROPTERA	BAETIDAE	<i>Baetis</i>	GC	*	*		
		HEPTAGENIDAE		SC	*	*	*	
			<i>Ecdyonurus</i>	SC				
	ACARI	HYDRACARINAE		PR	*	*	*	
	COLEOPTERA	ELMINTHIDAE		<i>Macronicus</i>	SC			
				<i>Stenelmis canaliculata</i>	SC			
				<i>Elmis maugetii</i>	GR	*	*	*
				<i>Limnius</i>	GR		*	*
				<i>Normandia</i>	SC	*	*	*
				PR				
COLLEMBOLA			GC	*	*			
ANFIPODA	NIPHARGIDAE	<i>Niphargus</i>	SH					
ANNELLIDA	OLIGOCHETA		GC		*	*		
PLATYHELMINTHES	SERIATA	PLANARIDAE	<i>Crenobia alpina</i>	PR				
MOLLUSCA	POLMONATA	LYMNAEIDAE		SC		*		
NEMATODI				GC			*	

Sorgente Fontanon

SORGENTE FONTANON								
Classificazione tassonomica				Classificazione funzionale	Metodo campionamento			
Phylum	Ordine	Famiglia	Genere - Specie	Gruppi funzionali	Muschi	Retino	Rocce	
ARTHROPODA	DIPTERA	CHIRONOMIDAE		GC	*	*	*	
		PSYCODIDAE		GC	*	*	*	
		ATHERICIDAE	<i>Atherix ibis</i>	PR	*			
		EMPIDIDAE		PR	*			
	TRICOPTERA	HYDROPSIDIDAE			FC			*
		LIMNEPHILIDAE			SH			
		PHILOPOTAMIDAE			FC	*		*
			<i>Phylocentropus</i>	FC	*	*	*	
		BERAEIDAE	<i>Berodes</i>	GC	*	*	*	
		GORIDAE	<i>Silo nigricornis</i>	SC			*	
		RHYACOPHILIDAE	<i>Rhyacophila</i>	PR				
		SERICOSTOMATIDAE	<i>Sericostoma</i>	SH			*	
	PLECOPTERA	NEMOURIDAE	<i>Nemoura</i>	SH	*	*	*	
			<i>Protonemura</i>	SH	*	*	*	
			<i>Anphinemura</i>	SH	*			
		LEUCTRIDAE	<i>Leuctra</i>	SH	*		*	
		PERLIDAE		PR	*		*	
		CAPNIIDAE	<i>Capnia</i>	SH		*		
	EFEMEROPTERA	BAETIDAE	<i>Baetis</i>	GC	*	*	*	
		HEPTAGENIDAE		SC		*	*	
			<i>Ecdyonurus</i>	SC		*	*	
	ACARI	HYDRACARINAE		PR	*	*	*	
	COLEOPTERA	ELMINTHIDAE	<i>Macronicus</i>	SC	*			
			<i>Stenelmis canaliculata</i>	SC	*			
			<i>Elmis maugetii</i>	GR				
			<i>Limnius</i>	GR				
<i>Normandia</i>		SC						
CARABIDAE			PR	*	*			
COLLEMBOLA			GC	*		*		
ANFIPODA	NIPHARGIDAE	<i>Niphargus</i>	SH		*			
ANNELLIDA	OLIGOCHETA		GC	*	*	*		
PLATYHELMINTHES	SERIATA	PLANARIDAE	<i>Crenobia alpina</i>	PR	*	*		
MOLLUSCA	POLMONATA	LYMNAEIDAE		SC				
NEMATODI				GC	*	*	*	

Torrente Caorame

Torrente Caorame											
Classificazione tassonomica				Classificazione funzionale	Siti						
Phylum	Classe	Ordine	Genere - specie	G.F.	C1	C2	C5	C6	C7		
ANNELLIDA	HIRUDUNEA	ARNCHYNCHOBDELLIDA	<i>Dina</i>	PR				*			
			<i>Haemopsis</i>	PR					*		
	OLIGOCHAETA	TUBIFICIDA	<i>Piscicola geometra</i>	PR						*	
			<i>Uncinais</i>	CG		*	*	*			
			<i>Pristinella</i>	CG							
			<i>Ophidonais</i>	CG							
			<i>Enchytraeus</i>	CG					*		
			<i>Haplotaxis</i>	CG				*	*	*	
			<i>Eiseniella tetraedrica</i>	CG	*				*	*	
			<i>Stylodrilus</i>	CG					*	*	
				CG						*	*
				CG							*
	PLATYHELMINTHES	TURBELLARIA	SERIATA	<i>Dugesia gonocephala</i>	PR		*		*		
				<i>Dugesia sp.</i>	PR			*	*		
<i>Crenobia Alpina</i>				PR			*	*			
<i>Policelis nigra</i>				PR			*	*	*		
<i>Policelis felina</i>				PR			*	*			
<i>Dendrocoelum lacteum</i>				PR				*			
<i>Lymnaea</i>				SC					*		
<i>Planorbis</i>				CG							
<i>Gyraulus</i>				CG							
<i>Sadleriana flumensis</i>				SC							
MOLLUSCA	GASTROPODA	POLMONATA	<i>Bythinella schmidti</i>	SC							
			<i>Aplexa hypnorum</i>	CG							
			<i>Valvata piscinalis</i>	SC							
			<i>Gammarus</i>	SH							
			<i>Limnius</i>	PR						*	
			<i>Oulimnius tuberculatus</i>	GR	*	*	*	*	*		
			<i>Elmis maugetii</i>	SC	*	*	*	*	*		
			<i>Macronycus quadrituberculatus</i>	GR		*	*	*	*	*	
			<i>Normandia sp</i>	SC	*	*	*	*	*	*	
			<i>Esolus sp</i>	SC	*	*	*	*	*	*	
ARTHROPODA	CROSTACEI	ANFIPODA	<i>Riolus sp</i>	GR			*	*	*		
			<i>Stenelmis</i>	GR		*	*	*	*		
			<i>Helichus</i>	GR				*	*	*	
			<i>Dryops</i>	GR				*	*	*	
			<i>Eubria palustris</i>	GR				*	*	*	
			<i>Haliplus</i>	GR				*	*	*	
			<i>Scirtes hemisphericus</i>	GR				*	*	*	
			<i>Enochrus</i>	GR				*	*	*	
			<i>Rhantus pulverosus</i>	GR				*	*	*	
			<i>Ilybius</i>	GR				*	*	*	
	HEXAPODA	ACARI	COLEOPTERA	<i>Oreodytes rivalis</i>	GR			*	*	*	
				<i>Hygrotus inaequalis</i>	GR			*	*	*	
				<i>Aulonogyryus striatus</i>	GR			*	*	*	
				<i>Hydraena</i>	GR			*	*	*	
				<i>Prodiamesinae</i>	GR			*	*	*	
				<i>Tanipodinae</i>	GR			*	*	*	
				<i>Orthocladinae</i>	GR			*	*	*	
				<i>Chironomini</i>	GR			*	*	*	
				<i>Corynoneurini</i>	GR			*	*	*	
				<i>Tanytarsini</i>	GR			*	*	*	
		DIPTERA	<i>Limnius</i>	GR	*	*	*	*	*		
			<i>Oulimnius tuberculatus</i>	SC	*	*	*	*	*		
			<i>Elmis maugetii</i>	GR		*	*	*	*		
			<i>Macronycus quadrituberculatus</i>	SC	*	*	*	*	*		
			<i>Normandia sp</i>	SC	*	*	*	*	*		
			<i>Esolus sp</i>	GR		*	*	*	*		
			<i>Riolus sp</i>	GR		*	*	*	*		
			<i>Stenelmis</i>	SC			*	*	*		
			<i>Helichus</i>	SC			*	*	*		
			<i>Dryops</i>	SC			*	*	*		

			<i>Limonia</i>	PR				*	*	*
			<i>Hexatoma</i>	PR	*			*	*	*
			<i>Pedicia</i>	PR					*	*
			<i>Tipula</i>	PR	*	*		*	*	*
			<i>Dicranota sp.</i>	PR					*	*
			<i>Liponeura</i>	SC	*					
			<i>Atherix ibis</i>	PR	*	*			*	*
			<i>Phalacrocera replicata</i>	PR						
			<i>Leptoconops</i>	PR					*	*
			<i>Bezzia</i>	PR	*				*	*
			<i>Diasyhelea</i>	CG						
			<i>Hemerodromia</i>	PR	*			*		*
			<i>Chelifera</i>	PR			*			*
			<i>Simulium</i>	PR	*			*	*	*
			<i>Pericoma</i>	CG					*	*
			<i>Tabanus</i>	PR			*			*
			<i>Dixa</i>		*					
		EPEMEROPTERA	<i>Ecdyonurus</i>	SC	*	*		*	*	*
			<i>Rhithrogena</i>	CG	*	*		*	*	*
			<i>Electrogena</i>	SC	*	*		*	*	*
			<i>Heptagenia</i>	SC	*	*		*	*	*
			<i>Epeourus</i>	SC	*			*	*	*
			<i>Baetis</i>	CG	*	*		*	*	*
			<i>Centroptilum</i>	CG						
			<i>Habroleptoides</i>	SC					*	*
			<i>Ephemerella</i>	CG	*	*		*	*	*
			<i>Torleya</i>	CG	*			*	*	*
			<i>Ephemera danica</i>	CG	*			*	*	*
			<i>Caenis</i>	CG	*			*	*	*
			<i>Oligoneuriella</i>	CF					*	*
		PLECOPTERA	<i>Nemoura</i>	SH	*	*		*	*	*
			<i>Anphinemura</i>	SH					*	*
			<i>Protonemura</i>	SH			*	*	*	*
			<i>Xanthoperla apicalis</i>	SH	*	*		*	*	*
			<i>Siphonoperla montana</i>	SH	*	*		*	*	*
			<i>Chloroperla</i>	SH			*	*	*	*
			<i>Perla marginata</i>	SH			*			
			<i>Dinocras</i>	SH			*			
			<i>Brachyptera</i>	SC	*			*	*	*
			<i>Rhabdiopteryx alpina</i>	SH	*					
			<i>Taeniopteryx</i>	SH					*	*
			<i>Capnia nigra</i>	SH	*	*		*	*	*
			<i>Capnioneura</i>	SH	*			*	*	*
			<i>Perlodes</i>	SH				*	*	*
			<i>Dictyogenus</i>	PR				*	*	*
			<i>Isoperla</i>	PR	*	*		*	*	*
			<i>Leuctra fusca</i>	SH	*	*		*	*	*
			<i>Podura aquatica</i>	CG			*			
		COLLEMBOLA	<i>Isostoma viridis</i>	CG					*	*
			<i>Sminthurises aquaticus</i>	CG					*	*
		THRICOPTERA	<i>Hydroptila sparsa</i>	GR					*	*
			<i>Sericostoma</i>	SH	*	*		*	*	*
			<i>Rhyacophila dorsalis</i>	PR	*			*	*	*
			<i>Glossosoma</i>	SC	*				*	*
			<i>Hydropsyche pellucidula</i>	CF	*			*	*	*
			<i>Micrasema minimum</i>	SH	*			*	*	*
			<i>Brachycephtrus montanus</i>	CF						
			<i>Potamophylax cingulatus</i>	SH	*			*	*	*
			<i>Micropterna fissa</i>	SH						
			<i>Halesus radiatus</i>	SH						
			<i>Allogamus uncatius</i>	SH	*					*

		<i>Silo migricornis</i>	SC				*	*
		<i>Mystacides azurea</i>	CG	*			*	*
		<i>Polycentropus</i>	PR		*	*	*	*
		<i>Lepidostoma hirtum</i>	SH	*				
		<i>Odontocerum</i>						
		<i>albicorne</i>	SH				*	*
		<i>Baraeodes</i>	CG		*		*	*
		<i>Philopotamus sp.</i>	CF				*	*
		<i>Phylocentropus</i>	CF					

Torrente Stién

Torrente Stién										
Classificazione tassonomica				Classificazione funzionale	Siti					
Phylum	Classe	Ordine	Genere - specie	Gruppi funzionali	S1	S2	S2	S4		
ANELLIDA	HIRUDUNEA	ARNCHYNCHOBDELLIDA	<i>Dina</i>	PR						
			<i>Haemopsis</i>	PR			*	*		
			<i>Piscicola geometra</i>	PR						
	OLIGOCHAETA	TUBIFICIDA	TUBIFICIDA	<i>Uncinaiis</i>	GC			*	*	
				<i>Pristinella</i>	GC					
				<i>Ophidonais</i>	GC					
			HAPLOTAXIDA	<i>Enchytraeus</i>	GC					*
				<i>Haplotaxis</i>	GC			*		*
				<i>Eiseniella tetraedrica</i>	GC		*			*
		LUMBRICULIDA	<i>Stylodrilus</i>	GC						
				GC			*		*	
				GC					*	
				GC					*	
				GC					*	
				GC					*	
PLATYHELMINTHES	TURBELLARIA	TRICLADA	<i>Dugesia gonocephala</i>	PR	*	*				
			<i>Dugesia sp.</i>	PR			*	*		
			<i>Crenobia Alpina</i>	PR	*	*	*	*		
			<i>Policelis nigra</i>	PR	*	*	*	*		
			<i>Policelis felina</i>	PR	*	*	*	*		
			<i>Dendrocoelum lacteum</i>	PR		*	*	*		
			<i>Lymnaea</i>	SC		*		*		
			<i>Planorbis</i>	GC						
			<i>Gyraulus</i>	GC	*					
			<i>Sadleriana flumensis</i>	SC						
			<i>Bythinella schmidtii</i>	SC				*		
			<i>Aplexa hypnorum</i>	GC	*					
MOLLUSCA	GASTROPODA	POLMONATA	<i>Valvata piscinalis</i>	SC						
			<i>Gammarus</i>	SH				*		
			<i>Limnius</i>	GR			*	*		
			<i>Oulimnius tuberculatus</i>	SC	*	*	*	*		
			<i>Elmis maugetii</i>	GR	*	*	*	*		
			<i>Macronycus quadrituberculatus</i>	SC	*	*	*	*		
			<i>Normandia sp</i>	SC	*	*	*	*		
			<i>Esolus sp</i>	GR			*	*		
			<i>Riolus sp</i>	GR			*	*		
			<i>Stenelmis</i>	SC			*	*		
			<i>Helichus</i>	SC		*				
			<i>Dryops</i>	SC						
<i>Eubria palustris</i>	SC		*							
<i>Haliplus</i>	SH			*	*					
<i>Scirtes hemisphericus</i>	GC	*		*	*					
<i>Enochrus</i>	GC				*					
<i>Rhantus pulverosus</i>	PR			*	*					
<i>Ilybius</i>	PR			*	*					
<i>Oreodytes rivalis</i>	PR									
<i>Hygrotus inaequalis</i>	PR				*					
<i>Aulonogyrus striatus</i>	PR				*					
ARTHROPODA	CROSTACEI HEXAPODA	ANFIPODA ACARI COLEOPTERA	<i>Hydraena</i>	SC	*		*	*		
			<i>Prodiamesinae</i>	GC	*	*	*	*		
			<i>Tanipodinae</i>	PR	*	*	*	*		
			<i>Orthocladiinae</i>	GC	*	*	*	*		
			<i>Chironomini</i>	GC	*	*	*	*		
			<i>Corynoneurini</i>	GC	*	*	*	*		
			<i>Tanytarsini</i>	FC	*	*	*	*		
			<i>Limonia</i>	PR	*		*	*		
			<i>Hexatoma</i>	PR		*	*	*		
			<i>Pedicia</i>	PR						
			<i>Tipula</i>	PR		*	*	*		
			<i>Dicranota sp.</i>	PR						

		<i>Liponeura</i>	SC		*	*	*
		<i>Atherix ibis</i>	PR	*	*	*	*
		<i>Phalacrocerca replicata</i>	PR			*	
		<i>Leptoconops</i>	PR		*		
		<i>Bezzia</i>	PR			*	*
		<i>Diasyhelea</i>	GC				
		<i>Hemerodromia</i>	PR	*	*	*	*
		<i>Chelifera</i>	PR			*	*
		<i>Simulium</i>	PR				*
		<i>Pericoma</i>	CG	*			*
		<i>Tabanus</i>	PR				
		<i>Dixa</i>	GC				
	EPEMEROPTERA	<i>Ecdyonurus</i>	SC	*	*	*	*
		<i>Rhithrogena</i>	GC		*	*	*
		<i>Electrogena</i>	SC				*
		<i>Heptagenia</i>	SC	*	*	*	*
		<i>Epeourus</i>	SC				*
		<i>Baetis</i>	GC	*	*	*	*
		<i>Centroptilum</i>	GC				
		<i>Habroleptoides</i>	SC				
		<i>Ephemerella</i>	GC		*	*	*
		<i>Torleya</i>	GC		*		*
		<i>Ephemera danica</i>	GC				*
		<i>Caenis</i>	GC				*
		<i>Oligoneuriella</i>	FC				
	PLECOPTERA	<i>Nemoura</i>	SH	*	*	*	*
		<i>Anphinemura</i>	SH	*			*
		<i>Protonemura</i>	SH		*	*	*
		<i>Xanthoperla apicalis</i>	SH	*	*	*	*
		<i>Siphonoperla montana</i>	SH	*	*	*	*
		<i>Chloroperla</i>	SH			*	*
		<i>Perla marginata</i>	SH				*
		<i>Dinocras</i>	SH	*			*
		<i>Brachyptera</i>	SC		*		
		<i>Rhabdiopterix alpina</i>	SH		*		
		<i>Taeniopteryx</i>	SH				
		<i>Capnia nigra</i>	SH		*	*	*
		<i>Capnioneura</i>	SH				
		<i>Perlodes</i>	SH	*		*	*
		<i>Dictyogenus</i>	PR	*	*	*	
		<i>Isoperla</i>	PR	*	*		
		<i>Leuctra fusca</i>	SH	*	*	*	*
	COLLEMBOLA	<i>Podura aquatica</i>	GC				
		<i>Isostoma viridis</i>	GC				
		<i>Sminthurises aquaticus</i>	GC				
	THRICOPTERA	<i>Hydroptila sparsa</i>	GR				*
		<i>Sericostoma</i>	SH	*	*	*	*
		<i>Rhyacophila dorsalis</i>	PR			*	*
		<i>Glossosoma</i>	SC			*	*
		<i>Hydropsyche pellucidula</i>	FC			*	*
		<i>Micrasema minimum</i>	SH	*	*	*	*
		<i>Brachychehntrus montanus</i>	CF	*			
		<i>Potamophylax cingulatus</i>	SH	*			*
		<i>Micropterna fissa</i>	SH	*			
		<i>Halesus radiatus</i>	SH	*			
		<i>Allogamus uncatus</i>	SH				
		<i>Silo migricornis</i>	SC	*	*	*	*
		<i>Mystacides azurea</i>	GC				
		<i>Polycentropus</i>	PR	*		*	
		<i>Lepidostoma hirtum</i>	SH				
		<i>Odontocerum albicorne</i>	SH	*		*	*
		<i>Baraeodes</i>	GC	*	*	*	*
		<i>Philopotamus sp.</i>	FC	*		*	*
		<i>Phyloctropus</i>	FC	*			*

Torrente Mis

Torrente Mis								
Classificazione tassonomica				Classificazione funzionale	Siti			
Phylum	Classe	Ordine	Genere - specie	Gruppi Funzionali	M1	M2	M3	
ANELLIDA	HIRUDUNEA	ARNCHYNCHOBDELLIDA	<i>Dina</i>	PR			*	
			<i>Haemopsis</i>	PR			*	
			<i>Piscicola geometra</i>	PR				
	OLIGOCHAETA	TUBIFICIDA	<i>Uncinaiis</i>	GC		*		
			<i>Pristinella</i>	GC				
			<i>Ophidonais</i>	GC				
		HAPLOTAXIDA	<i>Enchytraeus</i>	GC				*
			<i>Haplotaixis</i>	GC				*
		LUMBRICULIDA	<i>Eiseniella tetraedrica</i>		GC	*		*
				<i>Stylo-drilus</i>	GC			
				GC				
				GC				
	TUBIFICIDA		GC			*	*	
			GC					
			GC					
PLATYHELMINTHES	TURBELLARIA	TRICLADA	<i>Dugesia gonocephala</i>	PR	*			
			<i>Dugesia sp.</i>	PR				
			<i>Crenobia Alpina</i>	PR			*	
			<i>Policelis nigra</i>	PR	*	*		
			<i>Policelis felina</i>	PR	*	*		
			<i>Dendrocoelum lacteum</i>	PR				
				PR				
MOLLUSCA	GASTROPODA	POLMONATA	<i>Lymnaea</i>	SC			*	
			<i>Planorbis</i>	GC				
			<i>Gyraulus</i>	GC				
			<i>Sadleriana flumensis</i>	SC				
			<i>Bythinella schmidtii</i>	SC				
			<i>Aplexa hypnorum</i>	GC				
			<i>Valvata piscinalis</i>	SC				
			<i>Gammarus</i>	SH				
ARTHROPODA	CROSTACEI	ANFIPODA		SH				
				PR	*			
				GR	*	*	*	
	HEXAPODA	ACARI	COLEOPTERA	<i>Limnius</i>	GR	*	*	*
				<i>Oulimnius tuberculatus</i>	SC	*	*	*
				<i>Elmis maugetii</i>	GR			*
				<i>Macronycus quadrituberculatus</i>	SC	*	*	*
				<i>Normandia sp</i>	SC	*	*	*
				<i>Esolus sp</i>	GR			*
				<i>Riolus sp</i>	GR			
				<i>Stenelmis</i>	SC			
				<i>Helichus</i>	SC			
				<i>Dryops</i>	SC			*
				<i>Eubria palustris</i>	SC			*
				<i>Halipus</i>	SH			
<i>Scirtes hemisphericus</i>	GC							
<i>Enochrus</i>	GC							
<i>Rhantus pulverosus</i>	PR		*					

		<i>Ilybius</i>	PR			
		<i>Oreodytes rivalis</i>	PR			
		<i>Hygrotus inaequalis</i>	PR			
		<i>Aulonogyrus striatus</i>	PR			
		<i>Hydraena</i>	SC			
	DIPTERA	<i>Prodiamesinae</i>	CG	*	*	*
		<i>Tanipodinae</i>	PR	*	*	*
		<i>Orthocladiinae</i>	GC	*	*	*
		<i>Chironomini</i>	GC	*	*	*
		<i>Corynoneurini</i>	GC	*	*	*
		<i>Tanytarsini</i>	FC	*	*	*
		<i>Limonia</i>	PR			
		<i>Hexatoma</i>	PR	*	*	*
		<i>Pedicia</i>	PR	*	*	
		<i>Tipula</i>	PR	*	*	
		<i>Dicranota sp.</i>	PR	*		
		<i>Liponeura</i>	SC		*	
		<i>Atherix ibis</i>	PR	*	*	*
		<i>Phalacrocer</i> <i>replicata</i>	PR			*
		<i>Leptoconops</i>	PR			
		<i>Bezzia</i>	PR	*	*	*
		<i>Diasyhelea</i>	GC			*
		<i>Hemerodromia</i>	PR	*	*	*
		<i>Chelifera</i>	PR	*	*	
		<i>Simulium</i>	PR	*	*	*
		<i>Pericoma</i>	GC	*		
		<i>Tabanus</i>	PR		*	
		<i>Dixa</i>	GC			
	EPHEMEROPTERA	<i>Ecdyonurus</i>	SC	*	*	*
		<i>Rhithrogena</i>	GC	*	*	*
		<i>Electrogena</i>	SC	*	*	*
		<i>Heptagenia</i>	SC		*	*
		<i>Epeourus</i>	SC	*	*	
	EPHEMEROPTERA	<i>Baetis</i>	GC	*	*	*
		<i>Centroptilum</i>	GC			*
		<i>Habroleptoides</i>	SC			
		<i>Ephemerella</i>	GC	*	*	*
		<i>Torleya</i>	GC		*	*
		<i>Ephemera danica</i>	GC			
		<i>Caenis</i>	GC		*	
		<i>Oligoneuriella</i>	CF		*	
	PLECOPTERA	<i>Nemoura</i>	SH	*	*	*
		<i>Anphinemura</i>	SH	*		
		<i>Protonemura</i>	SH	*		
		<i>Xanthoperla apicalis</i>	SH	*	*	*
		<i>Siphonoperla</i> <i>montana</i>	SH		*	*
		<i>Chloroperla</i>	SH		*	
		<i>Perla marginata</i>	SH	*	*	
		<i>Dinocras</i>	SH			
		<i>Brachyptera</i>	SC		*	
		<i>Rhabdiopterix alpina</i>	SH		*	
		<i>Taeniopteryx</i>	SH			
		<i>Capnia nigra</i>	SH	*	*	*
		<i>Capnioneura</i>	SH		*	

		<i>Perlodes</i>	SH			*
		<i>Dictyogenus</i>	PR			
		<i>Isoperla</i>	PR	*	*	
		<i>Leuctra fusca</i>	SH	*	*	*
	COLLEMBOLA	<i>Podura aquatica</i>	GC			
		<i>Isostoma viridis</i>	GC			
		<i>Sminthurises</i>				
		<i>aquaticus</i>	GC			
	THRICOPTERA	<i>Hydroptila sparsa</i>	GR	*		
		<i>Sericostoma</i>	SH	*	*	*
		<i>Rhyacophila dorsalis</i>	PR	*	*	*
		<i>Glossosoma</i>	SC		*	*
		<i>Hydropsyche</i>				
		<i>pellucidula</i>	FC	*	*	*
		<i>Micrasema minimum</i>	SH		*	*
		<i>Brachychehntrus</i>				
		<i>montanus</i>	FC			*
		<i>Potamophylax</i>				
		<i>cingulatus</i>	SH	*	*	*
		<i>Micropterna fissa</i>	SH			
		<i>Halesus radiatus</i>	SH			*
		<i>Allogamus uncatus</i>	SH			*
		<i>Silo migricornis</i>	SC		*	
		<i>Mystacides azurea</i>	GC			*
		<i>Polycentropus</i>	PR	*	*	*
		<i>Lepidostoma hirtum</i>	SH			
		<i>Odontocerum</i>				
		<i>albicorne</i>	SH		*	
		<i>Baraeodes</i>	GC	*	*	
		<i>Philopotamus sp.</i>	FC	*		
		<i>Phylocentropus</i>	FC			

Allegato II

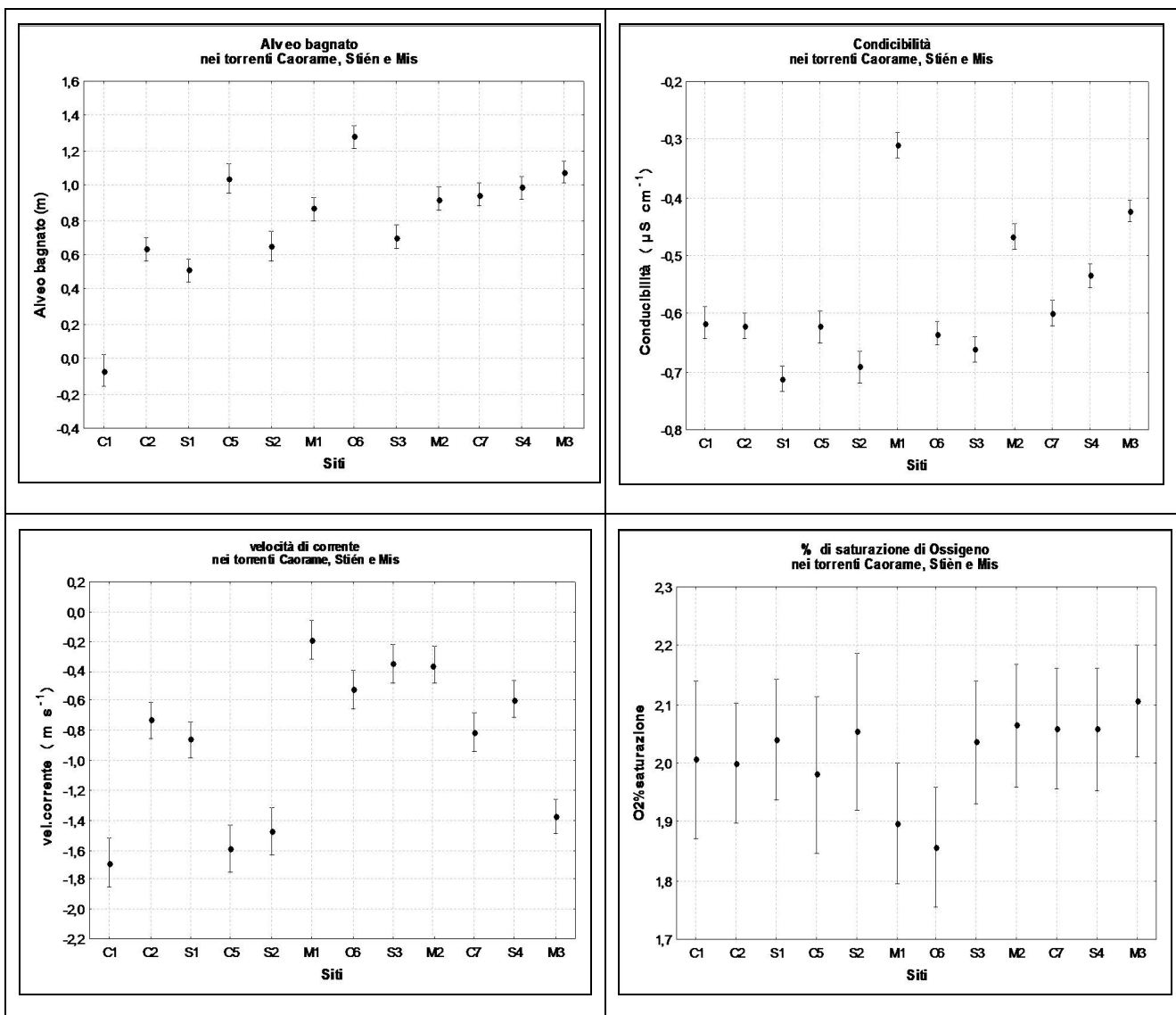
Grafici dei parametri ambientali

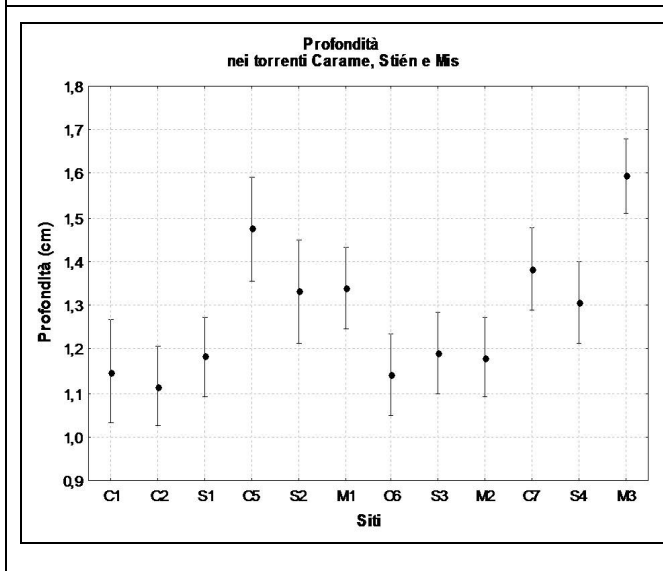
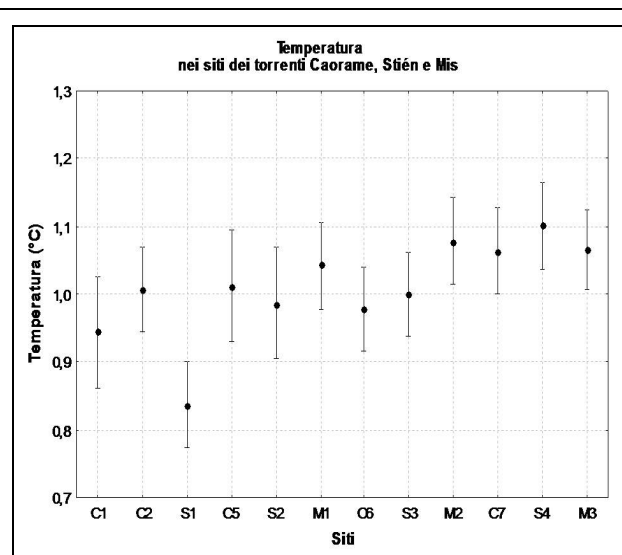
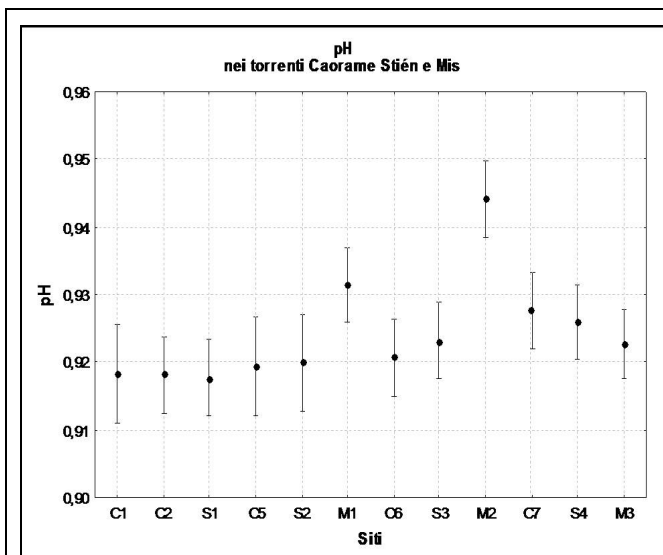
I seguenti grafici riportano i valori dei parametri ambientali registrati nei tre torrenti (Caorame, Stièn e Mis), i grafici sono stati organizzati ponendo vicini i siti localizzati ad altimetri simili, per evidenziare la presenza di differenze significative (Anova, $p < 0,05$) inter-habitat. Tutti i valori sono stati log (X+1) trasformati. Per quanto riguarda le sorgenti si riportano solo le differenze significative inter-habitat (Anova 1-via, $p < 0,05$)

I siti localizzati a simili fasce altimetriche sono:

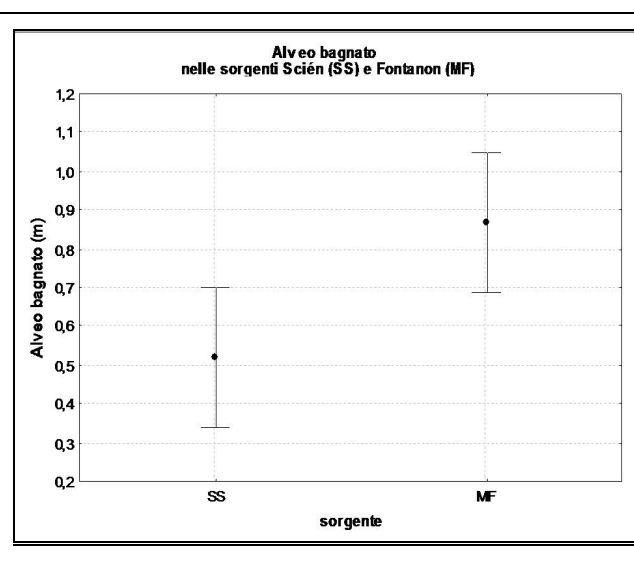
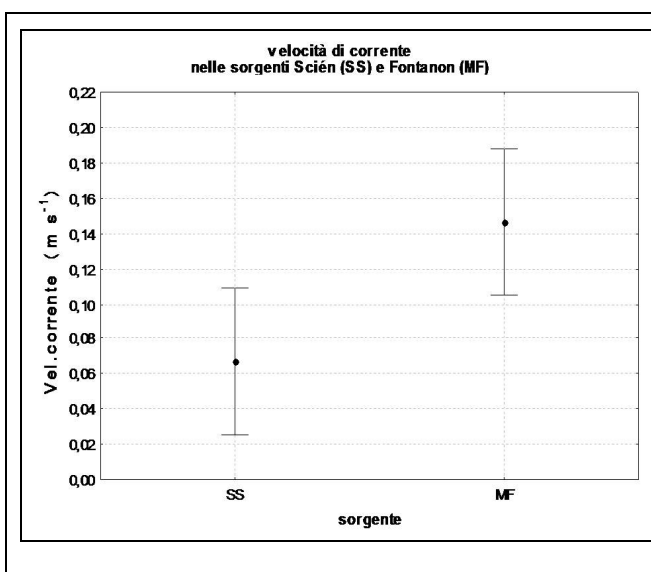
- C1,C2,S1
- C5,S2,M1
- C6,S3,M2
- C7,S4,M3

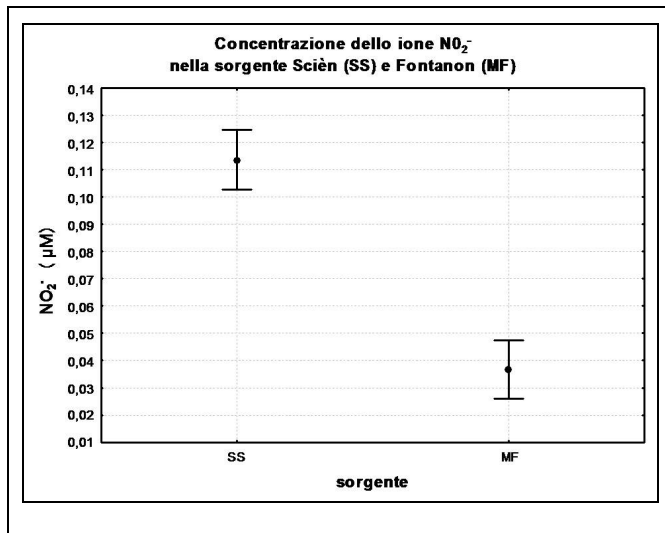
Torrenti





Sorgenti



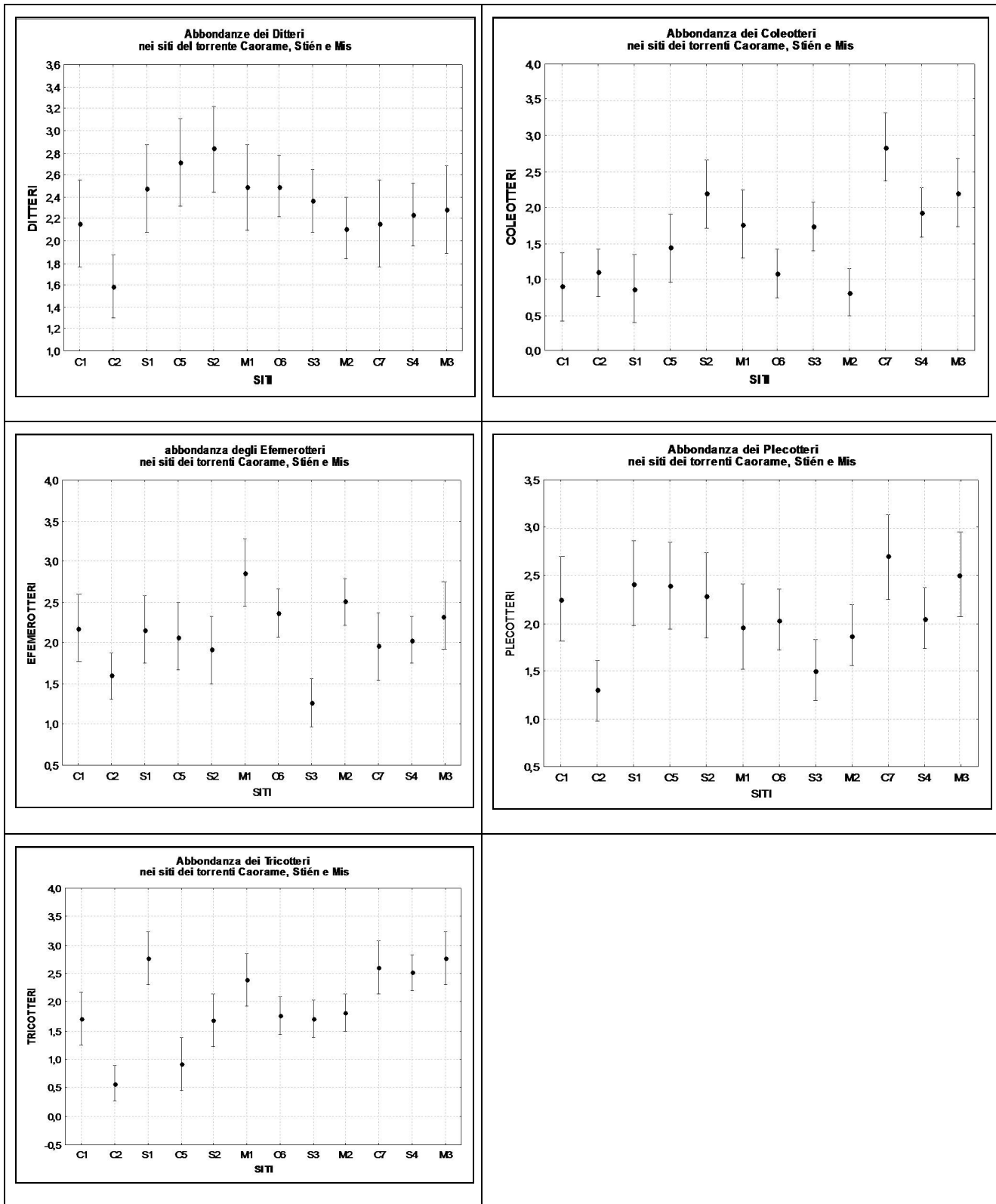


Allegato III

Grafici del confronto inter-habitat tra le abbondanze dei principali Ordini e dei gruppi funzionali nei torrenti Caorame, Stien e Mis

Sia per le abbondanze degli Ordini che per quelle dei gruppi funzionali i dati sono stati log (X+1) trasformati
 Abbondanze dei principali Ordini

Abbondanze dei principali Ordini



Abbondanze dei gruppi funzionali

