



## LIFE+ 2008

LIFE+ Programme (European Commission)  
LIFE+ Environment Policy and Governance

### Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413

*Local hydro-morphology, habitat and RBMPs: new measures to improve ecological quality in South European rivers and lakes*

#### **ACTION GROUP I2: Relationship between nutrients, community and environmental conditions**

- Action I2 IRSA (month 9-36): Relationship between nutrients, community and environmental conditions by IRSA
- Action I2 ISE (month 19-36) Relationship between nutrients, community and environmental conditions by ISE
- Action I2 PI (month 19-36) Relationship between nutrients, community and environmental conditions by I ARPA Piemonte
- Action I2 SA (month 19-36) Relationship between nutrients, community and environmental conditions by RAS

#### **Deliverable I2d4**

Rapporto tecnico - Relazione tra la ritenzione dei nutrienti e la distribuzione e l'abbondanza degli invertebrati acquatici, i ruoli trofici e la classificazione dello stato ecologico nelle aree di studio

*Report on the relationship between nutrient retention and aquatic invertebrates distribution and abundance, feeding categories and ecological status classification in the study areas*

CNR-IRSA - Consiglio Nazionale delle Ricerche - Istituto di Ricerca sulle Acque,  
U.O.S. Brugherio, Via del Mulino 19, 20861, Brugherio (MB)

CNR-ISE - Consiglio Nazionale delle Ricerche - Istituto per lo Studio degli Ecosistemi,  
Largo Tonolli 50, 28922 Verbania Pallanza (VB)

ARPA Piemonte - Arpa Piemonte - Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale,  
Qualità delle acque - Asti, Piazza Vittorio Alfieri 33, 14100 Asti

Regione Sardegna - Regione Autonoma della Sardegna, Direzione Generale Agenzia  
Regionale Distretto Idrografico della Sardegna, Servizio Tutela e Gestione  
delle Risorse Idriche, Vigilanza sui Servizi Idrici e Gestione delle Siccità. Via  
Roma 80, 09123 Cagliari

Deliverable I2d4



## LIFE+ 2008

LIFE+ Programme (European Commission)  
**LIFE+ Environment Policy and Governance**

### **Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413**

*Local hydro-morphology, habitat and RBMPs: new measures to improve ecological quality in South European rivers and lakes*

**ACTION GROUP I2: Relationship between nutrients, community and environmental conditions**

### **Deliverable I2d4**

Rapporto tecnico - Relazione tra la ritenzione dei nutrienti e la distribuzione e l'abbondanza degli invertebrati acquatici, i ruoli trofici e la classificazione dello stato ecologico nelle aree di studio

*Report on the relationship between nutrient retention and aquatic invertebrates distribution and abundance, feeding categories and ecological status classification in the study areas*

Erba S.<sup>1</sup>, R. Balestrini<sup>1</sup>, M. Cazzola<sup>1</sup>, R. Tenchini<sup>1,2</sup>, R. Casula<sup>3</sup> & A. Buffagni<sup>1</sup>

<sup>1</sup> CNR-IRSA - Consiglio Nazionale delle Ricerche - Istituto di Ricerca sulle Acque, U.O.S. Brugherio, Via del Mulino 19, 20861, Brugherio (MB)

<sup>2</sup> DEB, Università della Tuscia, largo dell'Università s.n.c., 01100 Viterbo

<sup>3</sup> REGIONE SARDEGNA - Regione Autonoma della Sardegna, Direzione Generale Agenzia Regionale Distretto Idrografico della Sardegna, Servizio Tutela e Gestione delle Risorse Idriche, Vigilanza sui Servizi Idrici e Gestione delle Siccità. Via Roma 80, 09123 Cagliari

Brugherio, 30 ottobre 2013

Deliverable I2d4

## Sommario

Riassunto.....	1
Extended abstract.....	2
1. Introduzione e obiettivi del Deliverable .....	6
2. Dati disponibili ed analisi effettuate.....	8
3. Risultati.....	11
3.1 Contestualizzazione dei tratti addition.....	11
3.2 Dettaglio su tratti addition.....	15
3.3 Relazione metriche di ritenzione e stato ecologico.....	18
4. Considerazioni conclusive.....	22
Bibliografia .....	23
Appendice 1. ....	26

## Riassunto

All'interno degli ambienti di acqua corrente, i nutrienti, quali i composti mineralizzati di fosforo e azoto, rivestono un ruolo essenziale per il funzionamento degli ecosistemi, esercitando in particolare la funzione di fattori limitanti. Nel ciclo di tali nutrienti il ruolo fondamentale delle comunità batteriche è riconosciuto da tempo; tuttavia, sono solo relativamente recenti gli studi che dimostrano l'importanza in tali processi delle comunità animali. In particolare tra le comunità acquatiche, le biocenosi bentoniche entrano a far parte dell'insieme dei processi responsabili dell'accumulo, trasformazione e rimozione dei nutrienti in un corpo idrico che definiscono la ritenzione dei nutrienti (*nutrient retention*), una delle misure della funzionalità di un ecosistema.

Tra le attività previste dal progetto INHABIT, il presente Deliverable considera le relazioni tra le dinamiche di ritenzione dei nutrienti e la struttura della comunità acquatica macrobentonica, considerando in particolare la distribuzione e l'abbondanza dei taxa che la compongono, i ruoli trofici che la caratterizzano e la classificazione dello stato ecologico associata alla componente macrobentonica.

L'attività ha previsto l'indagine di 71 tratti fluviali complessivi localizzati in Sardegna, dei quali 19 interessati dall'esperimento di aggiunta dei nutrienti per la valutazione delle dinamiche di ritenzione (altrimenti definiti 'tratti addition'). Due distinte serie di analisi multivariate sono state effettuate, con lo scopo, nel primo caso, di contestualizzare i tratti fluviali interessati all'esperimento di aggiunta dei nutrienti in un contesto regionale più ampio (N=71) e, nel secondo caso, di caratterizzare più specificamente tali tratti effettuando delle analisi a livello di microhabitat (i.e. singole unità di campionamento, N=380). Gli assi risultanti dalle analisi multivariate sono stati interpretati mediante correlazione (R- Pearson) con circa 200 tra variabili geografiche, chimico-fisiche di base, di caratterizzazione di mesohabitat e microhabitat, di qualità dell'habitat, di ritenzione dei nutrienti e biologiche ecc. Sono inoltre state considerate correlazioni lineari dirette tra selezionate metriche di ritenzione e metriche biologiche, descrittive della qualità ecologica o di ruoli trofici.

I risultati delle analisi hanno confermato per i 'tratti addition' una struttura della comunità macrobentonica confrontabile a quella degli altri siti sardi, considerati in un'ampia area regionale, confermando le modalità di attuazione dell'apparato sperimentale. All'interno di tali tratti il carattere lenticolo-tico rappresenta, come già evidenziato in altre attività del progetto, il principale asse di variazione per la comunità macrobentonica. Risultati particolarmente interessanti sono stati osservati per quanto riguarda le relazioni tra la metrica di ritenzione 'coefficiente di trasferimento di massa' dell'ammonio e selezionate metriche biologiche, descrittive della composizione in ruoli trofici (rapporto tra Raschiatori e Filtratori passivi) e della qualità ecologica (STAR\_ICMi). In entrambi i casi si osservano correlazioni lineari positive, che suggeriscono da un lato l'importanza dell'associazione tra i taxa raschiatori e dinamiche di ritenzione, presumibilmente in relazione allo sviluppo di biofilm perfitico ed evidenziano dall'altro la relazione tra l'aumento dell'efficienza di ritenzione all'aumentare della qualità ecologica. Da tali risultati è possibile desumere come, negli ambienti di acqua corrente, la salvaguardia di un elevato stato ecologico possa contemporaneamente garantire l'attivazione dei processi in grado di limitare l'accumulo di nutrienti.

## Extended abstract

In riverine environments, nutrients such as mineralized compounds of phosphorus and nitrogen play an essential role in defining ecosystems functioning, acting in particular as limiting factors. Within nutrients cycling, the fundamental role of bacterial communities has been widely recognized; however, only relatively recent studies demonstrate the importance of animal communities in such processes. In particular, among the aquatic communities, benthic biocoenoses play part of the process in the accumulation, transformation and removal of nutrients in a water body, defining nutrient retention, that is one of the measures of freshwater ecosystem functionality.

Among the activities considered in INHABIT project, the present deliverable considers the relationships between the dynamics of nutrients retention and aquatic macrobenthic community structure, considering in particular distribution and abundance of taxa, trophic roles and classification of ecological status based on benthic invertebrates.

The activity has considered the investigation of 71 river stretches located in Sardinia; on 19 of them (also called 'addition sites') the experiment of nutrient addition was performed, in order to assess dynamics of nutrient retention.

Two distinct sets of multivariate analyses were carried out with the aim, in the first case (N=71), to contextualize river stretches considered for the nutrient addition experiment in a wider regional framework and, in the second case, to more specifically characterize such traits with an analysis carried out at microhabitat level (single macroinvertebrate sampling units, N=380). Axes resulting from multivariate analyses were interpreted by means of correlation (R- Pearson) with approximately 200 variables, that included geographic, physical-chemical, mesohabitat- and microhabitat- related, habitat quality, nutrient retention and biological variables. Direct linear correlations between selected biological metrics, descriptive of trophic roles and ecological quality, and retention metrics were also considered.

Results of the analyses have confirmed for 'addition sites' a macrobenthic community structure comparable to that of other sites in Sardinia, considered in a wide regional area, confirming the general soundness of the experimental assumptions. Within considered river stretches, the lentic-lotic character has resulted the main environmental feature defining macrobenthic community, as already shown in other activities of INHABIT project.

Particularly interesting were the results observed for the relations between the ammonium 'coefficient of mass transfer' retention metric and selected biological metrics, descriptive of trophic roles (ratio of Grazers / Passive Filterers) and ecological status (STAR\_ICMi index). In both cases positive linear correlations were observed suggesting, on one hand, the importance of the association between Grazer taxa and nutrient retention dynamics, presumably in relation to the development of periphytic biofilms and highlighting, on the other hand, the increase of retention efficiency at increasing environmental quality. From these results it is possible to infer that, in riverine environments, the protection of a high ecological status can simultaneously ensure the activation of the processes reducing nutrients accumulation.

## 1. INTRODUZIONE E OBIETTIVI DEL DELIVERABLE

Gli ambienti fluviali sono costituiti da differenti tipologie di habitat che rappresentano dei veri rifugi funzionali per il completamento dei cicli vitali degli organismi. Tali habitat sfumano l'uno nell'altro lungo il corso fluviale e sono definiti da parametri fisici ed idromorfologici che cambiano continuamente (River Continuum Concept, Vannote et al., 1980). Essi ospitano biocenosi sempre più varie e complesse, all'interno delle quali s'intrecciano relazioni inter/intra-specifiche ai diversi livelli trofici, dipendenti dalle disponibilità di cibo e dai continui apporti energetici che arrivano sotto forma di radiazioni solari e materia organica, necessari per organismi autotrofi ed eterotrofi. Le relazioni che intercorrono ai diversi livelli trofici consentono il continuo trasferimento di energia nel sistema, dove ogni individuo svolge ruoli necessari per la continua mineralizzazione e ciclizzazione dei nutrienti. La fonte principale di cibo deriva dalla materia organica presente in alveo, per gran parte disponibile sottoforma di detriti organici (FPOM, DOM, CPOM) e tessuti animali. Durante i processi di decomposizione ad opera di batteri e funghi, essa viene degradata in sostanze semplici sospese nell'acqua. Tale processo porta alla mineralizzazione delle sostanze con conseguente liberazione di nutrienti inorganici che vengono disciolti e trasportati dalla corrente del fiume, per poi essere riciclati successivamente dalla componente autotrofa vegetale. Tra i nutrienti mineralizzati il fosforo e l'azoto in particolare sono quelli essenziali per la vita ed esercitano la funzione di fattori limitanti. Anche limitate variazioni di concentrazione nelle acque possono determinare sensibili modificazioni nel funzionamento degli ambienti acquatici.

Se il ruolo fondamentale delle comunità batteriche nel ciclo dei nutrienti è riconosciuto da tempo, sono relativamente recenti gli studi che dimostrano l'importanza in tali processi delle comunità animali, sia negli ecosistemi terrestri che in quelli acquatici (Vanni et al. 1997; Sirotnak & Huntly 2000; Hjerne & Hansson 2002). Uno degli effetti più studiati è l'effetto a catena nelle reti trofiche dove la predazione da parte dei pesci ha come conseguenza, da una parte la riduzione della biomassa e un'alterazione della composizione in specie degli erbivori e dall'altra un aumento della biomassa e un'alterazione della composizione in specie dei produttori primari, generalmente le alghe. Numerosi studi hanno dimostrato che questo effetto a catena ha delle ripercussioni anche sulla concentrazione dei nutrienti, sulla loro relativa ripartizione nei diversi comparti ambientali ed infine sul grado di limitazione (e.g. Andersson et al. 1988, Vanni et al. 1997, Drenner et al. 1998, Elser et al. 2000). Questi studi suggeriscono che l'aumento dei produttori primari innescato dai carnivori non viene completamente spiegato dalla riduzione degli erbivori ma anche dal cambiamento nel ciclo dei nutrienti (Carpenter et al. 1992).

Negli ecosistemi fluviali le comunità animali possono influenzare il ciclo dei nutrienti con diverse modalità, ad esempio attraverso i processi fisiologici di trasformazione dei nutrienti quali lo sviluppo corporeo degli organismi, che comporta il sequestro del nutriente e l'escrezione, cui consegue il rilascio del nutriente in forma disciolta o particolata (Vanni et al. 2002).

All'interno della struttura trofica, i macroinvertebrati bentonici, che prediligono ambienti epibentonici (vivono sulla superficie dei sedimenti) e freaticoli (vivono all'interno dei sedimenti), rivestono ruoli importanti nella circolazione dei nutrienti, nella produttività primaria e nei processi di decomposizione (Wallace & Webster, 1996). Sono, infatti, consumatori a tutti i livelli trofici (consumatori primari-erbivori e secondari-carnivori) e allo stesso tempo fonte di energia per predatori e consumatori dei livelli superiori (es. pesci e uccelli acquatici). Collaborano pertanto a mantenere attivi i livelli di trofismo del sistema creando un legame tra la materia organica e i consumatori di secondo livello.

I macroinvertebrati, sulla base delle modalità di assunzione del cibo, sono stati raggruppati in 4 categorie generali: trituratori, collettori, raschiatori e predatori (Cummins, 1975). I primi si cibano in genere di microflora e fauna in decomposizione, i collettori si nutrono principalmente di sostanza organica fine < 1 mm che si deposita in alveo (FPOM), i raschiatori di materia organica più grossolana (CPOM) ed infine i predatori di altri animali.

Tali gruppi funzionali (FFG: "functional feeding group") sono utili nella descrizione delle comunità macrobentoniche dal punto di vista trofico, non riferendosi al tipo di dieta ma semplicemente alla sistema di acquisizione del cibo (Wallace & Webster, 1996). Alcuni studi però sostengono che il raggruppamento di taxa diversi in singole categorie trofiche non sia appropriato, questo perché nella realtà all'interno di ogni gruppo funzionale si possono ascrivere organismi che occupano diversi ruoli trofici (Mihuc, 1997).

L'insieme dei processi biotici e la conseguente richiesta di nutrienti per le attività metaboliche svolgono un ruolo centrale nel controllo della circolazione dei nutrienti in acqua. Le biocenosi bentoniche entrano a far parte dell'insieme dei processi responsabili dell'accumulo, trasformazione e rimozione dei nutrienti in un corpo idrico che definiscono la "nutrient retention", che è una misura della funzionalità di un ecosistema.

Alcuni studi hanno evidenziato l'importanza delle caratteristiche del bacino nel condizionare l'organizzazione funzionale dei livelli trofici e la ritenzione dei nutrienti, in particolare la struttura delle fasce riparie e il grado di copertura arborea (Zalewski et al., 1998). Quest'ultima, infatti, influenza l'abbondanza di periphyton sui ciottoli e di conseguenza la distribuzione dei consumatori primari che la utilizzano come riserva alimentare. Le fasce riparie fanno invece da filtro per i nutrienti e le fonti di inquinamento antropiche, influenzando la disponibilità di cibo (materia organica) che arriva in alveo e quindi il trasferimento di energia nel sistema trofico.

Complessivamente l'insieme delle interazioni che si instaurano tra i comparti biotici ad abiotici influenzano fortemente la resistenza e la resilienza di un ecosistema fluviale. Pertanto studi volti all'analisi di tutte le variabili che interessano un corpo idrico consentono un'affidabile valutazione dello stato ecologico. A tale scopo i macroinvertebrati si presentano dei validi strumenti di valutazione.

Nell'ambito del progetto INHABIT, come ampiamente descritto in precedenti deliverable, e.g. I1d1 (Erba et al., 2011) e Pd2 (Erba et al., 2010), il criterio di selezione dei siti di campionamento ha previsto l'esclusione dall'indagine di tratti fluviali interessati da significativo inquinamento dell'acqua. Essendo il progetto incentrato sull'indagine delle relazioni tra condizioni di habitat e struttura delle comunità biologiche, l'attenzione è stata posta nel selezionare corpi idrici che coprissero un ampio gradiente ambientale in termini di caratteristiche - ed alterazioni - di habitat. In conformità con tale approccio, anche le attività inerenti all'attività I2, specificamente dedicate all'indagine delle dinamiche dei nutrienti, hanno riguardato tratti fluviali a vario grado differenziati dal punto di vista delle caratteristiche di habitat, ma non eccessivamente contaminati. I presupposti del piano sperimentale scelto sono stati confermati dai risultati del progetto, si vedano a tal proposito i Deliverable D1d1 dedicato alla classificazione (Cazzola et al., 2013) e I2d3 (Balestrini et al., 2012). In conseguenza di tali premesse, non ci si attende di rilevare nei tratti fluviali investigati significative relazioni tra lo stato ecologico osservato (i.e. il gradiente ambientale investigato è ampio e differenziato in termini di habitat ma è generalmente rappresentato da un ristretto gradiente in termini di qualità ecologica – da elevato a moderato) e le caratteristiche legate alla rimozione dei nutrienti, così come risulta dai vari descrittori e metriche calcolati. Ci si attende, viceversa, una possibile relazione tra tali caratteristiche e le condizioni di habitat, nell'ambito di tre possibili cause di variazione, corrispondenti a quei caratteri che già nelle altre

attività del progetto si sono dimostrati fondamentali nello strutturare le comunità (si vedano e.g. deliverable INHABIT, I3d1, 2013 e I3d2, 2013): il carattere lenticolo-tico, la diversificazione degli habitat e il degrado morfologico.

Il presente Deliverable prende in esame le relazioni tra ritenzione dei nutrienti e le condizioni della comunità acquatica macrobentonica, con riferimento alla distribuzione e abbondanza dei taxa che la compongono, ai ruoli trofici che la caratterizzano e alla classificazione dello stato ecologico associata. In particolare, per quanto riguarda la struttura della comunità e i ruoli trofici, tali relazioni saranno analizzate considerando l'associazione ai principali assi di variazione individuati da un set di analisi multivariate. Sulla base dei risultati di tali analisi saranno indagate alcune relazioni dirette tra metriche di ritenzione dei nutrienti e metriche biologiche.

## 2. DATI DISPONIBILI ED ANALISI EFFETTUATE

L'indagine si è concentrata sui dati disponibili relativi ai corpi idrici della regione Sardegna. Le caratteristiche dei tratti fluviali, la maggiore disponibilità di dati ed il dettaglio al momento disponibile sulla comunità macrobentonica hanno determinato la scelta preferenziale di tale area per questa attività. Sono stati a questo proposito considerati:

1) i dati relativi ai corpi idrici investigati direttamente nel progetto INHABIT, includendo a questo scopo i tratti fluviali oggetto di indagine in entrambe le campagne sperimentali, condotte rispettivamente nel maggio 2011 e nel marzo 2013;

2) i dati relativi ai corpi idrici esaminati nel corso del progetto MICARI, già considerati in altre attività del progetto e investigati con modalità analoghe a quelle utilizzate per il progetto INHABIT, in particolare per quanto riguarda il campionamento della fauna macrobentonica, il rilievo delle variabili idromorfologiche e di habitat e l'analisi delle variabili di qualità dell'acqua.

Per una descrizione ed una caratterizzazione qualitativa dei tratti fluviali si rimanda a Erba et al. (2011) e Cazzola et al. (2013).

I tratti fluviali considerati sono complessivamente 71, tra questi 19 sono stati interessati dall'esperimento di aggiunta dei nutrienti per la valutazione delle dinamiche di ritenzione (nel corso del presente contributo ci si potrà riferire a tali tratti con la denominazione sintetica 'tratti *addition*'). Per ciascuno di questi, sono stati considerati un diverso numero di campioni di benthos, a seconda del tipo di analisi effettuate, secondo le specifiche riportate in seguito.

L'analisi di tratti fluviali localizzati in una vasta area sul territorio regionale ha consentito un inquadramento complessivo dei siti sottoposti all'esperimento di addizione dei nutrienti, permettendo una contestualizzazione del risultato in un quadro più ampio.

Il livello di identificazione considerato per la comunità macrobentonica dei tratti fluviali è stato quello di famiglia per la maggior parte dei taxa, e solo per l'ordine degli Ephemeroptera abbiamo considerato la specie.

Dal punto di vista analitico sono state utilizzate procedure di analisi multivariata considerate tra le più comuni per la rielaborazione dei dati nell'ambito del monitoraggio biologico dei fiumi (Norris & Georges, 1993). Tali analisi hanno consentito un ordinamento dei tratti fluviali studiati. L'ordinamento è definito come la disposizione dei 'campioni' sulla base della composizione in 'specie' lungo degli assi di variazione (Ter Braak, 1987). Nel caso del presente lavoro i 'campioni' sono costituiti dai tratti fluviali investigati e le 'specie' sono i taxa rinvenuti in ciascun tratto (identificati a livello di famiglia-specie).

Per quanto riguarda le procedure di ordinamento è stata utilizzata l'analisi del gradiente di tipo indiretto. Tale analisi prevede che le comunità campione siano disposte lungo assi di variazione, i quali in seguito vengono interpretati in termini di parametri ambientali (Whittaker, 1967). Il grado di importanza degli assi è espresso dal valore dell'*eigenvalue*, compreso tra 0 e 1, in modo tale che, più questo valore è alto, più l'asse e quindi il gradiente ambientale che esso esprime è rilevante. Le tecniche multivariate includono metodi come la PCA (Principal Component Analysis), la CA (Correspondence Analysis) o la DCA (Detrended Correspondence Analysis). I metodi DCA e CA hanno una performance migliore quando le specie si distribuiscono in maniera unimodale, mentre la tecnica di ordinamento PCA trova un assetto migliore quando le specie hanno distribuzioni lineari lungo un gradiente (Ruse, 1996). La scelta tra un metodo di ordinamento lineare e un non-lineare dipende dalla lunghezza del gradiente osservato.

Una volta effettuata l'analisi multivariata, la procedura richiede che venga effettuata l'interpretazione degli assi. Tale procedura è stata condotta dapprima osservando l'ordinamento dei siti/campioni e dei taxa lungo il gradiente ambientale rappresentato dagli assi stessi, successivamente sono stati analizzati i valori di correlazione (R- Pearson's), forniti dall'analisi, tra le variabili ambientali e gli assi ottenuti.

Le variabili ambientali considerate nel presente lavoro hanno incluso circa 200 tra variabili geografiche, chimico-fisiche di base, di caratterizzazione di mesohabitat e microhabitat, di qualità dell'habitat, di ritenzione dei nutrienti e biologiche ecc. In particolare, tra tali variabili sono compresi:

- i descrittori sintetici calcolati a partire dal metodo CARAVAGGIO (Buffagni et al., 2013) rappresentativi dei diversi aspetti di habitat: il carattere lenticolo (LRD), la diversificazione degli habitat (HQA), il degrado morfologico (HMS) e l'uso del territorio adiacente il tratto (LUI) (si veda Buffagni et al., 2010 per una descrizione dettagliata);
- i parametri idrologici e le metriche risultanti dall'esperimento di aggiunta dei nutrienti, tra i quali: l'ampiezza delle 'storage areas' normalizzate per la sezione trasversale dell'alveo (As/A), la lunghezza di assorbimento dei nutrienti (Sw, "uptake length"), il tasso di assorbimento dei nutrienti (U, "uptake rate") e il coefficiente di trasferimento di massa (Vf, "uptake velocity") (si veda Balestrini et al., 2012 per una descrizione dettagliata);
- descrittori sintetici di qualità chimico-fisica (e.g. LIMeco);
- l'indice STAR\_ICMi per la classificazione della qualità ecologica in accordo con i macroinvertebrati e le singole metriche che lo compongono;
- la percentuale relativa ai ruoli trofici che compongono la comunità dei diversi tratti fluviali, suddivisi nelle seguenti categorie:
  - o Grazers (Raschiatori)
  - o Xylophagous (Consumatori di detrito legnoso)
  - o Shredders (Sminuzzatori)
  - o Gatherers (Raccoglitori)
  - o Active filterers (Filtratori attivi)
  - o Passive filterers (Filtratori passivi)
  - o Predators (Predatori)
  - o Parasites (Parassiti)

L'attribuzione percentuale dei taxa ai diversi ruoli trofici è riportata nell'appendice 1.

Le analisi multivariate sono state effettuate mediante il software CANOCO (Ter Braak & Smilauer, 1998).

Sono stati effettuati due set di analisi multivariate, in accordo con due scopi principali.

Nel primo set di analisi sono stati presi in considerazione tutti i tratti fluviali disponibili, considerando all'interno di essi il campione totale di comunità macrobentonica, i.e. 20 unità di campionamento complessive per sito (o, in altre parole, la somma dei due mesohabitat pool e riffle, si veda Erba et al., 2011 per dettagli sulla procedura di campionamento). In tal modo si è voluto contestualizzare i tratti fluviali sottoposti all'esperimento di aggiunta dei nutrienti nel più ampio contesto regionale, individuando il loro dislocamento all'interno dello spazio identificato dagli assi di variazione. In questo caso il numero di campioni considerati nell'analisi è stato pari a 71 (analisi effettuata a livello di tratto). Contrariamente a quanto effettuato in altre attività di INHABIT, non si è proceduto a mantenere separati i due mesohabitat pool e riffle, pur consapevoli delle differenze intrinseche alla composizione tassonomica dei due mesohabitat. Questo al fine di mantenere una maggiore attinenza alla procedura di aggiunta dei nutrienti, condotta sull'intero tratto fluviale (i.e. non in relazione ad uno specifico mesohabitat).

Nel secondo set di analisi sono stati inclusi i soli 19 tratti fluviali presi in esame per i nutrienti, per i quali sono state considerate separatamente in ciascun tratto le 20 unità di campionamento (microhabitat) dei macroinvertebrati bentonici. Questo al fine di entrare più nello specifico di tali tratti, consentendo di utilizzare un numero di campioni più idoneo alla robustezza dell'analisi. In questo caso i campioni considerati nell'analisi sono stati 380 (analisi effettuata considerando i diversi microhabitat separatamente).

In entrambi i casi si è proceduto effettuando inizialmente un'analisi esplorativa, di tipo DCA, al fine di individuare la lunghezza del gradiente osservato e, conseguentemente, selezionare una adeguata tecnica di ordinamento. Essendo risultato in entrambi i set un gradiente breve si è proceduto effettuando un'analisi PCA, i cui risultati saranno descritti nel capitolo successivo.

### 3. RISULTATI

#### 3.1 Contestualizzazione dei tratti *addition*

Con il primo set di analisi multivariate si è proceduto a contestualizzare i tratti *addition* nella situazione complessiva di un ampio numero di tratti fluviali investigati su scala regionale. Sono qui di seguito riportati i risultati relativi all'analisi PCA condotta, come descritto in precedenza, sul campione di macrobentos totale del tratto.

Nella tabella 1 sono riportati, gli *eigenvalues* - nella parte alta - relativi a ciascun asse di variazione, indicatori della percentuale di varianza spiegata, insieme alle correlazioni (R- Pearson's) tra i valori dei singoli assi e le variabili ambientali che consentono la spiegazione del significato di ciascun asse. Sono riportate tutte le correlazioni superiori a 0.3 evidenziando in grigio le variabili più utili alla spiegazione del significato degli ordinamenti. Non è riscontrabile una chiara dominanza di un asse rispetto agli altri nello spiegare la variabilità della comunità (i.e. non notevoli differenze tra gli *eigenvalues* dei diversi assi). La percentuale complessiva di varianza spiegata dai quattro assi pari a 43.2, data anche la complessità della realtà investigata, è considerata elevata e comparabile con altre situazioni in area mediterranea (Buffagni et al., 2004).

Il primo asse, cui la tecnica multivariata assegna la maggiore percentuale di spiegazione, rappresenta il 15% circa del significato (*eigenvalue* pari a 0.148), valore anche in questo caso relativamente elevato, ed è interpretabile come un gradiente di caratteristiche lentiche lotiche del tratto. In particolare, i tratti considerati sembrano disporsi lungo un ordinamento che procede da condizioni lotiche a condizioni più lentiche. Le variabili ambientali maggiormente correlate a tale asse risultano infatti per la maggior parte associate a caratteristiche ambientali relative a tali condizioni, come ad esempio il tipo di flusso ('Flow type' in tabella, cui è assegnato un valore numerico crescente all'aumentare della turbolenza), la velocità di corrente e il descrittore LRD, specificamente dedicato alla quantificazione del carattere lenco-lotico nel tratto fluviale. I risultati di questa analisi confermano i risultati ottenuti nel 2004, con un numero inferiore di tratti fluviali investigati e brevemente considerati in INHABIT D1d5.2 (2013). Significative, sebbene affette da una certa problematica di circolarità, essendo l'analisi svolta sulle comunità bentoniche medesime, sono le correlazioni che si evidenziano, sul I asse, con alcune delle metriche biologiche quali il LIFE index, per il quale si evidenzia una correlazione negativa, connessa con l'aumento dell'indice all'aumentare della lenticità (Extence et al., 1999), le Unità Operazionali di Efemerotteri (OU), i taxa di Plecotteri e il rapporto tra abbondanza di Baetis e Baetidae. Interessanti infine sono le relazioni che si evidenziano tra l'asse I e i ruoli trofici, dei raschiatori ('Grazers') e predatori ('Predators'). Per i primi si evidenzia una debole correlazione negativa, spiegabile con la tendenza dei taxa appartenenti a tale ruolo trofico a prediligere condizioni di più elevata turbolenza (si veda e.g. Rempel et al., 2000). I predatori mostrano invece una correlazione positiva con l'asse che si può spiegare considerando che al diminuire della velocità di corrente corrisponde un aumento nel successo di cattura da parte dei predatori per le minori difficoltà legate alla manipolazione della preda (Hansen et al., 1991; Hart & Merz, 1998). Nell'ambito delle metriche di ritenzione, deboli correlazioni negative si riscontrano con le caratteristiche morfologiche quali la larghezza dell'alveo e la superficie delle 'storage areas' (As).

Il secondo asse di variazione rappresenta circa il 12% della varianza (*eigenvalue* pari a 0.122) ed ha una interpretazione più incerta. Sembra infatti connesso da un lato alla presenza di determinati ruoli trofici, si vedano a questo proposito le deboli correlazioni con il gruppo trofico dei raschiatori

(Grazers, correlazione positiva) e dei filtratori attivi (Act-Filterers, correlazione negativa). Si osserva tuttavia anche una elevata correlazione con il numero di famiglie complessivo e, più significativamente, con l'altitudine, suggerendo una componente geografico-tipologica. La modalità di ordinamento dei tratti lungo questo secondo asse potrebbe pertanto essere spiegato con criteri legati alla distribuzione monte valle o a caratteristiche legate al tipo fluviale di appartenenza. Anche la debole correlazione negativa con il parametro del nitrato potrebbe in questo caso essere connesso ad una ragione geografica.

Il terzo asse di variazione spiega circa il 10% della varianza e sembra interpretabile in funzione di un gradiente di qualità di habitat. In questo caso, si ipotizza un ordinamento dei tratti fluviali la cui qualità dell'habitat cresce all'aumentare dei valori dell'asse. La variabile maggiormente correlata risulta infatti il descrittore HQA, dedicato alla quantificazione della diversità degli habitat fluviali e ripari, che mostra un coefficiente positivo. Relativamente al terzo asse si osservano anche correlazioni positive con altri fattori di habitat, quali ad esempio alcune variabili legate alla velocità di corrente, sebbene risulti più interessante la relazione positiva con l'ombreggiatura dell'alveo (Shading), che è possibile porre in connessione con la generale qualità dell'habitat, in particolare con l'integrità della fascia riparia. In stretta relazione con l'ombreggiatura risulta anche la temperatura dell'acqua, che mostra una debole correlazione negativa con il terzo asse. Infine, gli indici di Shannon e Margalef e il numero complessivo di taxa di Plecotteri e Tricotteri, tutti e tre in correlazione positiva con il terzo asse, ci si attende aumentino con il miglioramento della qualità di habitat (Beisel et al., 2000), gli ultimi anche probabilmente influenzati dall'incremento di ombreggiatura e diminuzione di temperatura. Debolmente correlata ai valori del terzo asse è una delle metriche di ritenzione dei nutrienti cioè il coefficiente di trasferimento di massa dell'ortofosfato (Vf\_PO4), che può in certo qual modo essere legato al gradiente di qualità di habitat.

Infine, il quarto asse (circa 7% della varianza spiegata) è interpretabile in accordo con un gradiente di degrado morfologico. In questo caso l'ordinamento dei tratti fluviali si effettua lungo valori crescenti dell'asse all'aumentare dell'alterazione morfologica del tratto. La variabile ambientale di maggiore importanza risulta essere l'HMS, descrittore che quantifica le alterazioni morfologiche ed attribuisce un punteggio crescente all'aumentare del degrado. Connesse a tale ordinamento sono spiegabili le correlazioni negative, talvolta consistenti, relative alla maggior parte delle metriche che costituiscono l'indice STAR\_ICMi, oltre all'indice stesso e alla relativa classificazione. Questo risultato sembra porre in evidenza una certa risposta dell'indice alle alterazioni morfologiche, sebbene non sia testata in questa sede una relazione diretta. In associazione al degrado morfologico si rinvencono, con correlazioni di segno coincidente all'HMS, le singole caratteristiche di alterazione quali ponti, rinforzi di alveo e totali e risezionamenti. Dal punto di vista biologico si segnala la correlazione negativa della metrica che quantifica la percentuale di abbondanza degli individui dell'ordine degli Efemerotteri sul totale della comunità ('Percentage Ephemeroptera') e quella debolmente positiva dei filtratori attivi ('Act-filterers').

Tab. 1 - *Eigenvalues* e coefficienti di correlazione per variabili ambientali selezionate relativi ai quattro assi dell'analisi PCA (I set di analisi, N=71).

Axes	1	2	3	4
<b><i>Eigenvalues</i></b>	<b>0.148</b>	<b>0.122</b>	<b>0.094</b>	<b>0.067</b>
<i>Species-environment corr.</i>	0.975	0.979	0.988	0.986
<i>Cumulative percentage variance of species data</i>	14.8	27	36.4	43.2
Variables	Correlation coefficients			
Flow Type	-0.569		0.354	
Flow velocity [cm/s]	-0.454		0.457	
ASPT			0.435	-0.535
NFAM		0.611		-0.478
NEPT			0.466	-0.584
1-GOLD				-0.532
SHAN			0.478	
Log sel_EPTD				-0.683
STAR_ICMi		0.447		-0.751
Class STAR_ICMi				0.718
GRAZERS	-0.331	0.360		
XYLOPHAGOUS				
SHREDDERS			0.385	
GATHERERS				
ACT-FILTERERS		-0.366		0.352
PREDATORS	0.509			
N-NO <sub>3</sub> [mg/l]		-0.356		
Mean current velocity [cm/s]	-0.455		0.457	
HMS				0.694
HQA			0.540	
LRD (Natural)	0.514			
LUir				0.571
IQH				-0.644
Class HMS				0.723
OU efe	-0.476	0.437		
Altitude [m]		-0.514	-0.305	-0.382
Substrate size			-0.364	
Water temperature [°C]	0.357		-0.409	
Shading			0.493	-0.339
Bridges				0.310
Reinforcement - Total				0.457
Resectioning - Channel				0.306
Reinforcement - Channel				0.458
TR_GRA		0.455		
N Plecoptera taxa	-0.363			
N Plecoptera + Trichoptera taxa			0.481	-0.367
Selected_Ephemeroptera	-0.369		-0.400	
Selected_Trichoptera		0.582		
LIFE index	-0.618			
Percentage Ephemeroptera				-0.473
Margalef index		0.447	0.495	
Baetidae abundance			-0.533	
Ratio abund. Baetis/Baetidae	-0.655			
Channel width [m]	-0.350			
As [m <sup>2</sup> ]	-0.367			
Vf_PO4			0.325	

La figura 1 rappresenta il posizionamento dei tratti fluviali all'interno dello spazio multivariato identificato dai primi due assi di variazione dell'analisi PCA, con i tratti *addition* evidenziati in rosso, sovrapposti al totale dei tratti, in blu. Lungo l'asse I, è possibile evidenziare un posizionamento dei tratti *addition* preferenzialmente nella parte sinistra del grafico, che è possibile far corrispondere, in virtù dell'interpretazione degli assi, a condizioni ambientali di maggiore loticità. I siti *addition* sono stati selezionati sulla base di una serie di limiti imposti dal metodo anche relativi alla portata e alla velocità di corrente, ed è quindi da attendersi che tali tratti vadano ad occupare uno spazio limitato lungo l'asse I. Per quanto riguarda l'asse II è invece possibile osservare una distribuzione dei siti lungo l'intera lunghezza dell'asse; l'interpretazione di tale posizionamento, in questo caso, porta a ipotizzare una distribuzione dei siti *addition* non preferenziale nei confronti della composizione in ruoli trofici della comunità macrobentonica, principale significato del II asse multivariato. Tuttavia, essendo non univoca l'interpretazione di tale asse, ed essendo possibile legare tale asse anche alle caratteristiche tipologiche dei tratti (e.g. altitudine, gradiente monte-valle), anche in questo caso è possibile individuare una conferma delle modalità di attuazione dell'apparato sperimentale che ha visto i tratti *addition* posizionati in modo omogeneo nell'insieme dei tipi fluviali.

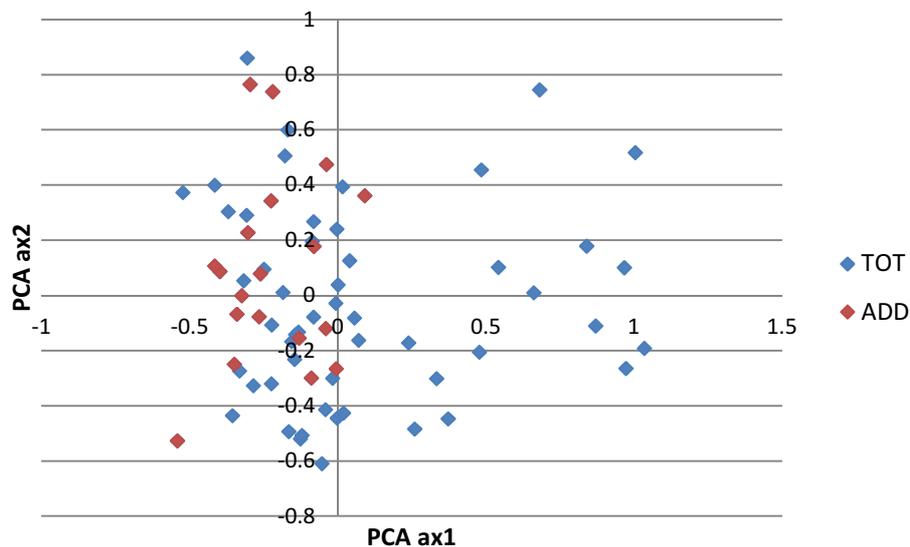


Fig. 1 – Dispersione dei tratti fluviali investigati all'interno dello spazio multivariato delimitato dagli assi I e II della PCA (I set di analisi). In blu (serie TOT): totale dei tratti, in rosso (serie ADD): tratti *addition*.

Con modalità analoghe a quanto effettuato per la figura 1, la figura 2 rappresenta il posizionamento dei tratti fluviali all'interno del plot degli assi III e IV dell'analisi PCA. In questo caso la distribuzione dei tratti *addition* non sembra chiaramente avvenire in accordo con una modalità preferenziale testimoniando il fatto che l'esperienza di aggiunta dei nutrienti è avvenuto in tratti fluviali rappresentativi di tutto il gradiente ambientale in termini di alterazione degli habitat.

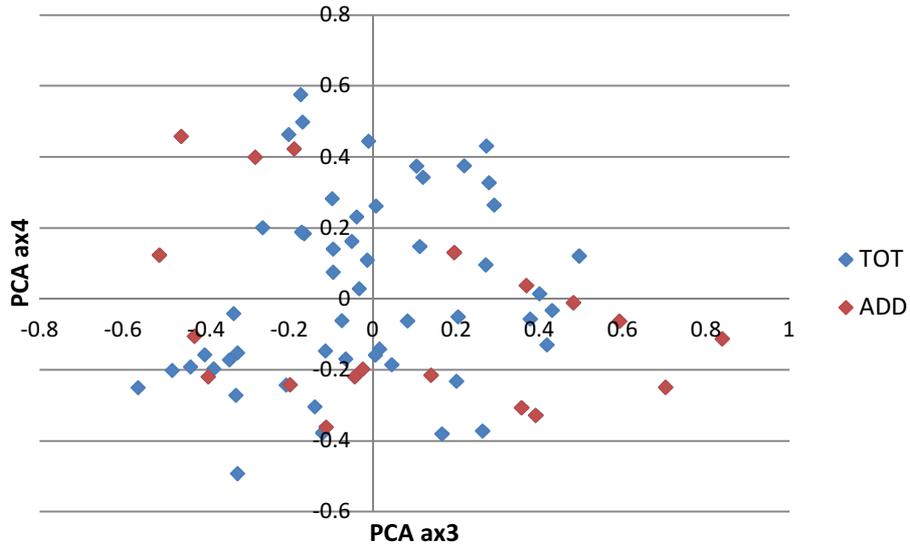


Fig. 2 – Dispersione dei tratti fluviali investigati all'interno dello spazio multivariato delimitato dagli assi III e IV della PCA (I set di analisi). In blu (serie TOT): totale dei tratti, in rosso (serie ADD): tratti *addition*.

### 3.2 Dettaglio su tratti addition

Con il secondo set di analisi multivariate si è inteso fornire un focus sulle variabili ambientali che possono determinare l'ordinamento lungo assi di variazione considerando solo i tratti nei quali sono stati condotti gli esperimenti di aggiunta dei nutrienti (tratti *addition*). Le modalità di analisi sono analoghe a quelle utilizzate per il primo set di analisi sebbene, come descritto nei precedenti capitoli, l'analisi sia stata in questo caso effettuata considerando separatamente in ciascun tratto le 20 unità di campionamento dei macroinvertebrati bentonici (N=380).

Anche in questo caso si procederà a descrivere i risultati relativi alla analisi PCA, sintetizzati in questo caso nella tabella 2 che riporta *eigenvalues* e correlazioni, in accordo con gli stessi criteri utilizzati nella tabella 1.

Tab. 2 - *Eigenvalues* e coefficienti di correlazione per variabili ambientali selezionate relativi ai quattro assi dell'analisi PCA (II set di analisi, N=380).

Axes	1	2	3	4
<b><i>Eigenvalues</i></b>	<b>0.179</b>	<b>0.121</b>	<b>0.095</b>	<b>0.076</b>
<i>Species-environment corr.</i>	0.933	0.924	0.948	0.928
<i>Cumulative percentage variance of species data</i>	17.9	30.0	39.5	47.1
Variables	Correlation coefficients			
Flow Type	<b>0.378</b>			
Depth [cm]			<b>-0.402</b>	
NFAM			<b>-0.398</b>	<b>0.478</b>
NEPT				<b>0.490</b>
1-GOLD			<b>-0.540</b>	
SHAN			<b>-0.535</b>	
Log sel_EPTD				<b>0.536</b>
STAR_ICMi			<b>-0.456</b>	<b>0.492</b>
Class STAR_ICMi			<b>0.449</b>	<b>-0.480</b>
GRAZERS	<b>0.419</b>		<b>-0.474</b>	
ACT-FILTERERS	<b>-0.436</b>		<b>0.444</b>	
PAS-FILTERERS			<b>0.564</b>	
PREDATORS	<b>-0.400</b>			
Depth mean Riffle [cm]			<b>-0.363</b>	
HMS		<b>0.422</b>		<b>-0.306</b>
HQA	<b>-0.336</b>	<b>-0.578</b>		
LUIr				<b>-0.327</b>
IQH		<b>-0.514</b>		
Ratio width/depth			<b>-0.339</b>	
Shading		<b>-0.431</b>		
Reinforcement - Total			<b>0.410</b>	
Local Erosion			<b>0.417</b>	
Sparse Deposits			<b>0.474</b>	
Sel_Dipera_BAD			<b>-0.466</b>	
N Plecoptera taxa		<b>-0.505</b>		<b>0.361</b>
N Plecoptera + Trichoptera taxa		<b>-0.461</b>		<b>0.325</b>
% Filterers			<b>0.435</b>	
Abundance of Sel_Ephemeroptera	<b>0.609</b>			
N taxa Diptera			<b>-0.548</b>	
N taxa EPT + N taxa OCH		<b>-0.495</b>		
LIFE index		<b>-0.413</b>		
RETI			<b>-0.507</b>	
Diptera abundance			<b>0.478</b>	
Abundance Baetidae	<b>0.502</b>			
Abundance Baetis	<b>0.581</b>			
Abundance Burrowers		<b>0.484</b>		
Selecetd temporary Taxa		<b>0.511</b>		
Ratio abund. Baetis/Baetidae	<b>0.446</b>			
Q	<b>0.381</b>		<b>-0.355</b>	
width	<b>0.417</b>	<b>0.551</b>		
CV.prof			<b>0.379</b>	
As	<b>0.475</b>			
P-PO <sub>4</sub>	<b>0.344</b>			
TP	<b>0.378</b>			
NH <sub>4</sub>			<b>0.327</b>	
U_NH <sub>4</sub>			<b>0.337</b>	
U_PO <sub>4</sub>			<b>-0.356</b>	
Vf_NH <sub>4</sub>			<b>-0.367</b>	

Anche in questo caso non è riscontrabile una chiara dominanza di un asse rispetto agli altri nello spiegare la variabilità della comunità (i.e. non notevoli differenze tra gli eigenvalues dei diversi assi). Il valore complessivo di varianza spiegato dai quattro assi è relativamente elevato essendo pari al 47.1%.

Il primo asse multivariato presenta un eigenvalue pari a 0.179 contribuendo pertanto a circa il 18% della varianza complessiva. Per quanto riguarda la sua interpretazione, le più importanti variabili in correlazione sono alcuni ruoli trofici, alcune caratteristiche di flusso oltre alla concentrazione dei nutrienti (in particolare PO<sub>4</sub>).

Nel caso di questo secondo set di analisi l'interpretazione del primo asse sembra meno legata alle caratteristiche di flusso rilevate nel tratto, sebbene risalti ad ogni modo una certa importanza di tali caratteri. È interessante sottolineare come in questo caso il carattere lenticolo-tico, così come espresso dal descrittore LRD non venga evidenziato tra le variabili significative. Questa condizione non rappresenta tuttavia un'anomalia risultando spiegabile con il tipo di campione utilizzato nella presente analisi, i.e. le singole repliche di campionamento le quali, presentando una notevole variabilità intrinseca per quanto riguarda le caratteristiche di lenticità e loticità (e.g. tipi di flusso, di substrato, velocità di corrente ecc. molto diversi tra di loro) non presuppongono una palese connessione con una condizione lenticolo-tica quantificata su una ampia porzione del corso d'acqua, contrariamente a quanto avvenuto per il campione relativo all'intero tratto. A ciò si aggiunge il fatto che i siti selezionati per le *addition* dovevano presentare valori di portata entro un range relativamente ristretto. Il primo asse esprime le differenze tra i diversi microhabitat (20 repliche separate), evidenziate in particolar modo dalle variazioni di abbondanza degli Efemerotteri e che si traducono in modo palese nelle differenze tra i ruoli trofici dominanti. In particolare i raschiatori presentano una debole correlazione positiva mentre i filtratori attivi e i predatori una correlazione negativa. A questo proposito risulta interessante la coincidenza che si riscontra tra l'andamento dei raschiatori e quello dell'ortofosfato, portando a presupporre un aumento della abbondanza dei taxa appartenenti a tale ruolo trofico all'aumentare del carico dei nutrienti, in relazione ad un incremento del periphyton (dinamica più volte considerata in letteratura, si veda per esempio Lamberti & Resh, 1983).

Il secondo asse di variazione, che spiega circa il 12% della varianza, risulta essere interpretabile come un gradiente di habitat, inteso ad una scala più ampia (a livello di sito e non di microhabitat) rispetto a quella del primo asse, con i descrittori HQA e IQH come le più importanti variabili in correlazione. In questo caso l'ordinamento dei microhabitat sembra procedere da condizioni di qualità migliori a peggiori (correlazione negativa). Associati a tali caratteristiche di qualità dell'habitat si rinvengono alcune variabili quali l'ombreggiatura e alcune metriche biologiche il cui andamento (ovvero il segno della correlazione) coincide con l'andamento della qualità dell'habitat, quali il numero di taxa di Plecotteri e Plecotteri + Tricotteri, accanto ad altre metriche biologiche associate alle condizioni di temporaneità dei corsi d'acqua come il 'numero di taxa EPT + taxa OCH (Odonati, Coleotteri e Eterotteri) in correlazione negativa e 'Selected temporary Taxa' correlati positivamente (selezione di taxa da letteratura associati alle condizioni di temporaneità: Limnephilidae, Tipulidae, Hydrophilidae e Nemouridae). Tali associazioni possono in qualche modo connettere questo secondo asse a un gradiente di temporaneità dei tratti, che influenza quindi l'ordinamento delle singole unità di campionamento.

Con il terzo asse (9.5% della varianza) l'ordinamento risulta ancora associato ad alcuni ruoli trofici, ponendosi in risalto una contrapposizione tra raschiatori e filtratori, accanto ad alcune caratteristiche di morfologia / habitat del tratto fluviale, i.e. 'Sparse deposit' (strutture di deposito non consolidate in alveo), 'Local erosion' (erosione locale della sponda), profondità dell'acqua e presenza di rinforzi complessivi. L'ordinamento sembra pertanto presupporre un gradiente

crescente di instabilità (o dinamismo) dell'alveo, che si manifesta con la presenza di caratteri quali presenza di depositi sparsi, di erosione locale e profondità relativamente più basse. Tale instabilità può in taluni casi essere connessa con la presenza di rinforzi (correlazione di andamento coincidente della variabile 'Reinforcement – Total'). L'ipotizzata instabilità sembra inoltre associata ad alcune condizioni biologiche; in particolare, per quanto riguarda i ruoli trofici, sembra possibile associare la presenza di raschiatori a condizioni di bassa profondità ed alveo più dinamico e una maggiore abbondanza di filtratori in profondità più elevate. In tal senso le condizioni di bassa profondità potrebbero coincidere con una più elevata copertura perifitica che favorirebbe un incremento di taxa raschiatori, mentre taxa filtratori potrebbero risultare più favoriti a profondità più elevate (Rempel et al., 2000).

Le metriche di ritenzione U e V appaiono avere una moderata correlazione con questo asse sebbene il loro ruolo risulti di non facile interpretazione.

Il quarto asse infine (circa l'8% della varianza) è interpretabile come un gradiente crescente di qualità generale, risultando correlato, sebbene debolmente, con i descrittori HMS (degrado morfologico) e LUlr (degrado nell'uso del territorio). In concordanza con tali descrittori, anche le metriche biologiche dell'indice STAR\_ICMi presentano correlazioni positive.

### 3.3 Relazione metriche di ritenzione e stato ecologico

La tabella 3 presenta i risultati relativi alle metriche descrittive dello stato ecologico relativamente alle componenti dei macroinvertebrati bentonici, della qualità chimico-fisica e della qualità complessiva dell'habitat, insieme ad una selezione dei più rappresentativi descrittori relativi all'analisi dei nutrienti. Le metriche di classificazione includono: l'indice STAR\_ICMi e la relativa classificazione, distinte in pool, riffle e totale del sito, l'indice LIMeco, e l'indice IQH. Le metriche di ritenzione dei nutrienti includono invece la lunghezza di assorbimento dei nutrienti, Sw ("uptake length"); il tasso di assorbimento dei nutrienti, U ("uptake rate") e il coefficiente di trasferimento di massa, Vf ("uptake velocity").

Si può osservare come l'indice LIMeco (Livello d'Inquinamento da Macrodescrittori) abbia un intervallo di variazione molto ristretto con la maggior parte dei siti in classe 1 e soltanto 3 siti in classe 2, come era da attendersi sulla base del criterio adottato per la selezione dei siti. Leggermente più ampia è la variabilità dell'indice IQH che fornisce una media tra 3 indici, HQA, HMS e LUI, da cui emerge la presenza di siti in classe moderata e scarsa.

Al di là dell'attribuzione in classe, nell'analisi delle relazioni tra metriche di ritenzione dei nutrienti e metriche biologiche, è sembrato più opportuno considerare l'indice STAR ICM index che varia in modo continuo, quindi con una maggiore capacità di discriminare tra i tratti fluviali.

## Deliverable I2d4

Tab. 3 – Metriche di classificazione e relative all'aggiunta dei nutrienti per i soli tratti 'addition'. La dicitura 'NR' indica assenza di ritenzione per il parametro indicato.

Stazione	mese/anno	Ref	STAR_ICMi						LIMeco		IQH		Q l/s	As/A	SwNH <sub>4</sub> m	SwPO <sub>4</sub> m	U_NH <sub>4</sub> mg m <sup>2</sup> min <sup>-1</sup>	U_PO <sub>4</sub> mg m <sup>2</sup> min <sup>-1</sup>	Vf_NH <sub>4</sub> mm s <sup>-1</sup>	Vf_PO <sub>4</sub> mm s <sup>-1</sup>
			POOL		RIFFLE		TOT													
Posada Affluente	05/11	✓	0.952	2	0.954	2	0.953	2	1.000	1	0.943	1	91.8	0.11	1111	833	3.44E-02	1.13E-03	5.75E-02	2.47E-02
Safaa Aglientu	05/11	✓	0.992	1	0.984	1	0.988	1	1.000	1	1.085	1	10.3	0.26	204	231	1.26E-02	1.78E-02	3.17E-02	2.81E-02
Sud Limbara Terra Mala Ref	05/11	✓	1.024	1	0.798	2	0.911	2	1.000	1	0.981	1	62.1	0.12	NR	NR	NR	NR	NR	NR
Tirso Reference	05/11	✓	0.835	2	0.808	2	0.822	2	1.000	1	0.962	1	19.0	0.22	313	145	5.02E-03	2.71E-03	3.37E-02	7.28E-02
Baldu Monte Culvert	05/11	-	1.092	1	1.091	1	1.091	1	0.875	1	0.954	1	164.4	0.20	389	435	1.67E-01	1.77E-01	1.28E-01	1.14E-01
Barrastoni ponte	05/11	-	1.015	1	1.014	1	1.015	1	0.688	1	0.932	1	47.5	0.14	429	769	1.73E-01	2.59E-02	4.12E-02	2.30E-02
Baldu Down Culvert	05/11	-	0.929	2	0.913	2	0.921	2	0.875	1	0.889	1	153.3	0.14	NR	NR	NR	NR	NR	NR
Canale Monte Depuratore	05/11	-	0.628	3	0.560	3	0.594	3	0.625	2	0.437	3	25.5	0.25	83	294	1.28E+00	1.78E-03	1.06E-01	3.08E-02
Corre Pruna Monte	05/11	-	0.903	2	0.750	2	0.827	2	0.688	1	0.566	3	311.8	0.14	526	NR	4.02E-02	9.42E-02	1.64E-01	4.13E-02
Corre Pruna Ponte	05/11	-	0.867	2	0.627	3	0.747	2	1.000	1	0.399	4	303.4	0.15	649	NR	2.48E-01	NR	9.24E-02	NR
Lorana Monte	05/11	-	1.114	1	1.039	1	1.077	1	0.656	2	0.957	1	75.6	0.24	258	NR	1.13E-01	NR	9.36E-02	NR
Lorana Multiculvert	05/11	-	1.018	1	0.816	2	0.917	2	0.656	2	0.759	2	83.8	0.10	1120	NR	9.76E-03	NR	1.66E-02	NR
Porceddu Valle Ponte	05/11	-	0.674	3	0.841	2	0.758	2	1.000	1	0.756	2	84.3	0.14	588	NR	NR	NR	NR	NR
Monte P.	03/13	✓	1.358	1	1.259	1	1.309	1	0.813	1	0.972	1	62.9	0.19	455	NR	3.65E-02	NR	1.07E-01	NR
Tricarai Reference	03/13	✓	1.058	1	1.060	1	1.059	1	0.813	1	1.169	1	113.5	0.12	909	714	3.00E-02	3.50E-02	7.02E-02	8.93E-02
Barrastoni Monte	03/13	-	1.108	1	0.898	2	1.003	1	0.875	1	0.967	1	126.2	0.07	NR	NR	NR	NR	NR	NR
Barrastoni Valle ponte	03/13	-	0.966	2	0.941	2	0.954	2	0.813	1	0.956	1	311.2	0.04	NR	NR	NR	NR	NR	NR
Campu E'Spina valle culvert	03/13	-	1.025	1	0.724	3	0.875	2	0.875	1	0.998	1	25.0	0.10	756	837	1.73E-03	2.35E-03	2.33E-02	2.10E-02
Tricarai valle ponte	03/13	-	0.982	1	1.065	1	1.024	1	0.813	1	0.919	1	95.6	0.17	244	455	5.06E-02	3.49E-02	2.31E-01	1.24E-01

Come si può osservare dai grafici mostrati nelle figure 3 e 4 sono emerse delle relazioni significative tra il coefficiente di trasferimento di massa dell'NH<sub>4</sub> e alcune metriche biologiche. È particolarmente interessante considerare che tra le metriche di ritenzione dei nutrienti abbia risposto il trasferimento di coefficiente di massa, Vf e non l'uptake length, Sw, dimostrando che tale metrica, definita come la velocità con cui un nutriente si muove attraverso la colonna d'acqua verso il sedimento, rappresenti effettivamente la richiesta dei nutrienti da parte del biota associato al sedimento (Wollheim et al., 2001). La regressione lineare che si osserva tra lo STAR\_ICMi calcolato per i tratti di riffle e Vf-NH<sub>4</sub> (Fig. 3) indica come l'uptake biologico di NH<sub>4</sub> aumenti al crescere della qualità biologica espressa dalla comunità macrobentonica nel suo insieme. In altri termini questa relazione suggerisce che la ritenzione dei nutrienti è strettamente associata ad una metrica sviluppata per la classificazione e quindi di per se generica comprendendo la ricchezza in taxa, la diversità e alcune proporzioni tra taxa sensibili e tolleranti a diversi tipi di alterazione. Andando ora più nel dettaglio si può osservare che dalla relazione abbiamo dovuto escludere tre siti (i due Corr' e Pruna e il Canale Monte Depuratore) che presentavano delle alterazioni molto pesanti come la cementificazione e/o il risezionamento dell'alveo e ciononostante, come descritto ampiamente in precedenti deliverables (Balestrini et al. 2012), con un'efficienza di ritenzione relativamente alta, soprattutto considerando l'uptake length. In tali siti la qualità delle comunità biologica è risultata senza dubbio compromessa e non equilibrata come espresso da valori di STAR\_ICMi tra i più bassi osservati in Sardegna.

La seconda relazione molto significativa si è osservata tra Vf\_NH<sub>4</sub> e il rapporto tra raschiatori (grazers) e i filtratori passivi con un aumento della velocità di uptake all'aumentare del rapporto a favore dei grazers (Fig. 4). Scegliendo una metrica biologica più specifica, a differenza dello STAR\_ICMi, non connessa alla qualità biologica globale, si ottiene una relazione molto buona considerando tutti i siti, compresi quelli con alveo molto modificato. I raschiatori o pascolatori sono taxa erbivori, la cui modalità di nutrimento prevede il raschiamento del substrato, solitamente minerale e di ampia superficie (e.g. macro-meso lithal), assimilando la componente perifitica che ricopre il substrato stesso. La filtrazione è invece una strategia alimentare che consiste nella filtrazione dell'acqua per catturare il particolato in essa sospeso. Sono distinte due modalità di filtrazione, attiva e passiva. I taxa filtratori che sono in grado di creare autonomamente corrente intorno sono definiti filtratori attivi. I taxa filtratori passivi filtrano il materiale di deriva senza creare corrente, talvolta con l'ausilio di reti da essi create. È stato ampiamente dimostrato che i macroinvertebrati erbivori sono influenzati e a loro volta condizionano la struttura e la distribuzione delle comunità vegetali. In particolare vi sono molte evidenze che mettono in relazione i grazers con la densità e la distribuzione del periphyton (Lamberti & Resh, 1983, Alvarez et al., 2005 e riferimenti in esso contenuti). Quindi la relazione tra l'efficienza di ritenzione e il rapporto grazers/p.filterers può essere spiegata considerando che i grazers sono associati alla presenza di periphyton che a sua volta è in grado di controllare l'uptake di nutrienti nei fiumi. A questo proposito Sabater et al. (2000) riportano delle correlazioni positive tra Vf-PO<sub>4</sub> e la produzione primaria in fiumi mediterranei suggerendo un ruolo cruciale dell'attività algale nella dinamica del PO<sub>4</sub>. La velocità di uptake dell'NH<sub>4</sub> (Vf-NH<sub>4</sub>) era invece direttamente correlata alla percentuale di copertura algale nei tratti fluviali dove era stata asportata la vegetazione riparia. Questo risultato, insieme ad altri suggeriva, che dove sussisteva una condizione di completo irraggiamento per l'assenza di vegetazione riparia, l'efficienza di ritenzione dell'NH<sub>4</sub> dipendeva dall'abbondanza e dall'attività delle comunità batteriche e indirettamente dalla temperatura e dalla copertura del periphyton. Molti studi hanno dimostrato una stretta associazione tra le biocenosi che costituiscono il biofilm perifitico su rocce e sedimenti e, non solo, l'uptake algale, ma anche diversi processi biochimici come la nitrificazione, l'assimilazione da parte

dei batteri, l'attività microbica eterotrofica e anche processi abiotici come l'adsorbimento ai sedimenti (Lock 1993, Freeman & Lock 1995, Battin & Sengschmitt 1999, Butturini and Sabater 1999). Uno studio di Hines & Harschey (2011) sugli effetti del risanamento di tratti fluviali urbani riporta una maggiore efficienza di ritenzione di  $\text{NH}_4$  dove il substrato era stato modificato installando substrati duri (massi, ciottoli e ghiaia) per aumentare la diversificazione sia del flusso che degli habitat. Questo risultato viene spiegato con un maggiore sviluppo di biofilm per la presenza di uno spazio maggiore da colonizzare che ha portato ad incrementare l'uptake di  $\text{NH}_4$ .

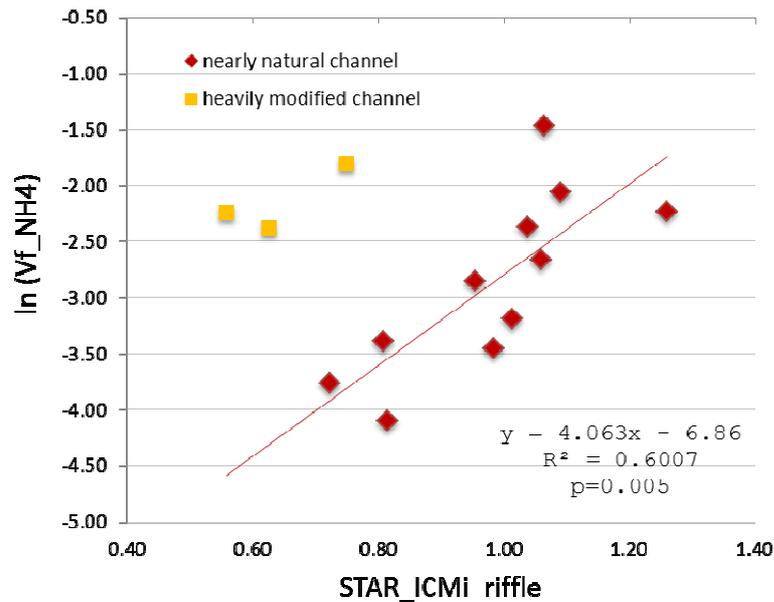


Fig. 3 – Relazione lineare tra la metrica biologica STAR ICMi-riffle e il logaritmo del coefficiente di trasferimento di massa  $Vf_{\text{NH}_4}$ .

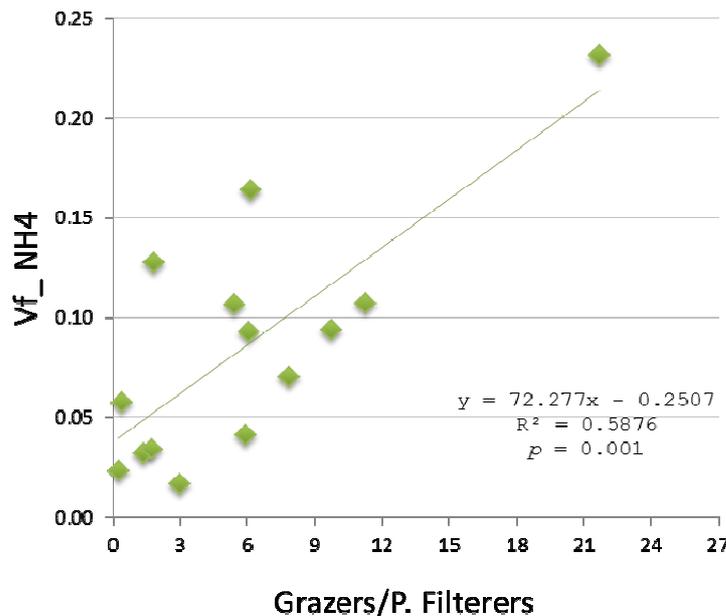


Fig. 4 – Relazione lineare tra il rapporto raschiatori/Filtratori passivi (Grazers/ P. Filterers) e il coefficiente di trasferimento di massa  $Vf_{\text{NH}_4}$ .

#### 4. CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE

Lo studio delle interazioni tra comunità macrobentoniche e dinamica dei nutrienti è particolarmente complesso per l'estrema variabilità che regola sia la struttura delle biocenosi che i processi biogeochimici e conseguentemente per la molteplicità dei fattori ambientali da prendere in considerazione. Nella presente indagine si disponeva di un elevato numero di siti/tratti fluviali, caratterizzati nel dettaglio dal punto di vista della comunità macrobentonica e degli habitat ad essa associati. Il numero di tratti nei quali è stata anche quantificata la capacità di ritenzione dei nutrienti era a confronto più limitato. La valutazione di questa importante funzione dell'ecosistema è ancora oggi di non facile attuazione sia per i metodi ancora da verificare in maniera esaustiva che per una serie di aspetti scientifici che devono essere ulteriormente approfonditi. Per questi motivi i dati a disposizione per gli ecosistemi fluviali sono, in generale piuttosto esigui o, come nel caso dei fiumi italiani, inesistenti prima del progetto INHABIT. Per questi motivi si è reso necessario verificare che i siti "addition" ospitassero una comunità biologica confrontabile a quella degli altri siti sardi considerati nel presente progetto, risultato confermato dalle analisi di questo Deliverable. Inoltre, il carattere lenticolo si conferma il principale asse di variazione per la comunità macrobentonica, come già evidenziato in altri Deliverables del progetto. Sulla base dei risultati dell'analisi multivariata abbiamo analizzato le relazioni tra le metriche di ritenzione e quelle biologiche, ottenendo, anche in maniera inaspettata, risultati particolarmente interessanti. In particolare, per quanto riguarda specificamente la struttura in ruoli trofici della comunità bentonica, interessanti relazioni significative sono state evidenziate tra la metrica di ritenzione coefficiente di trasferimento di massa per l'ammonio, e una specifica metrica che pone in rapporto due categorie di ruolo trofico della comunità bentonica, i.e. il rapporto tra Raschiatori e Filtratori passivi (Grazers / P. Filterers). Tale relazione suggerisce l'importanza delle dinamiche di associazione tra i taxa raschiatori (Grazers) e lo sviluppo di biofilm perifitico, a sua volta in grado di controllare l'uptake di nutrienti nei fiumi.

Inoltre, nonostante l'esiguo numero di campioni, abbiamo evidenziato relazioni significative selezionando la metrica di ritenzione più adatta a valutare l'uptake biologico cioè l'uptake velocity o coefficiente di trasferimento di massa con l'indice multimetrico STAR\_ICMi per la valutazione della qualità ecologica per quanto riguarda la componente macrobentonica. La relazione osservata indica che all'aumentare della qualità ecologica, espressa sulla base di una metrica sviluppata per la classificazione e quindi di per se generica, aumenta anche l'efficienza di ritenzione dell'ammonio. Questo risultato, sebbene basato su pochi siti, dimostra effettivamente quanto la struttura delle biocenosi sia intimamente connessa a una funzione dell'ecosistema. Da ciò si può desumere come garantire lo stato ecologico garantisca contemporaneamente che nell'ambiente fluviale si possano attivare quei processi in grado di limitare l'accumulo di nutrienti.

## BIBLIOGRAFIA

- ALVAREZ M, PECKARSKY BL. 2005. How do grazers affect periphyton heterogeneity in streams? *Oecologia* 142: 576-587.
- ANDERSSON G, GRAN'ELI W, STENSON J. 1988. The influence of animals on phosphorus cycling in lake ecosystems. *Hydrobiologia* 170: 267- 84.
- BALESTRINI R, BIAZZI D, CAZZOLA M, BUFFAGNI A. 2012. Deliverable I2d3. Rapporto tecnico - Confronto tra ritenzione dei nutrienti e indicatori di habitat e idromorfologici. Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413. 37 pp. [www.life-inhabit.it](http://www.life-inhabit.it)
- BATTIN TJ, SENGSCMITT D. 1999. Linking sediment biofilms, hydrodynamics and river bottom clogging; evidence from a large river. *Microbial Ecology* 3: 185-196.
- BEISEL J-N, USSEGLIO-POLATERA P, MORETEAU J-C. 2000. The spatial heterogeneity of a river bottom: a key factor determining macroinvertebrate communities. *Hydrobiologia* 422/423: 163-171.
- BUFFAGNI A, ERBA S, CAZZOLA M, KEMP JL. 2004. The AQEM multimetric system for the southern Italian Apennines: assessing the impact of water quality and habitat degradation on pool macroinvertebrates in Mediterranean rivers. *Hydrobiologia* 516: 313-329.
- BUFFAGNI A, ERBA S, DEMARTINI D. 2010. Deliverable Pd3. Indicazioni generali e protocolli di campo per l'acquisizione di informazioni idromorfologiche e di habitat. Parte A: Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413. Fiumi. 99pp. [www.life-inhabit.it](http://www.life-inhabit.it).
- BUFFAGNI A, DEMARTINI D, TERRANOVA L. 2013. Manuale di applicazione del metodo CARAVAGGIO. Guida al rilevamento e alla descrizione degli habitat fluviali. Monografie dell'Istituto di Ricerca Sulle Acque del Consiglio Nazionale delle Ricerche, 2013. 262 pp.
- BUTTURINI A, SABATER F. 1999. Importance of transient storage zones for ammonium and phosphate retention in a sandy-bottom Mediterranean stream. *Freshwater Biology* 41: 593-603.
- CARPENTER SR, KRAFT CE, WRIGHT R, HE X, SORANNO PA, HODGSON JR. 1992. Resilience and resistance of a lake phosphorus cycle before and after food web manipulation. *Am. Nat.* 140: 781-98.
- CAZZOLA M, CASULA R, BOTTINO A, DEMARTINI D, TENCHINI R, CONI M, PINTUS M, BOTTA P, FERRERO T, GIORDANO L, NICOLA A, ERBA S, BUFFAGNI A. 2013. Deliverable D1d1 (versione aggiornata - ottobre 2013). Rapporto tecnico - Risultati dell'attività di classificazione nelle aree studiate. Classificazione dei siti e corpi idrici fluviali nelle aree investigate dal progetto INHABIT. Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413. 67 pp. [www.life-inhabit.it](http://www.life-inhabit.it)
- CUMMINS KW. 1975. Macroinvertebrate. Whitton, B. (ed). *River ecology*. Blackwell sci., Oxford, UK.: 170-198.
- DRENNER RW, GALLO KL, BACA RM, SMITH JD. 1998. Synergistic effects of nutrient loading and omnivorous fish on phytoplankton biomass. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55: 2087-96.
- ELSER JJ, STERNER RW, GALFORD AE, CHRZANOWSKI TH, FINDLAY DL, et al. 2000. Pelagic C:N:P stoichiometry in a eutrophied lake: responses to a whole-lake manipulation. *Ecosystems* 3: 293-307.
- ERBA S, ARESE C, BALESTRINI R, LOTTI A, MARZIALI L, PINTUS M, CASULA R, CONI M, FERRERO T, FIORENZA A, RAVIOLA M, SESIA E, BUFFAGNI A. 2010. Deliverable Pd2. Tipizzazione e condizioni di riferimento in alcuni bacini fluviali italiani: approcci, metodi e selezione delle aree di studio. Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413. 231 pp. [www.life-inhabit.it](http://www.life-inhabit.it)
- ERBA S, DEMARTINI D, BALESTRINI R, CAZZOLA M, TENCHINI R, FIORENZA A, FERRERO T, CASULA R, PINTUS M, BUFFAGNI A. 2011. Deliverable I1d1. Aree di studio, siti e strategie di

- campionamento, difficoltà complessive e sintesi dei principali risultati. Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413. 166 pp. [www.life-inhabit.it](http://www.life-inhabit.it)
- EXTENCE CA, BALBI DM, CHADD RP. 1999. River flow indexing using British benthic macroinvertebrates: a framework for setting hydroecological objectives. *Regulated Rivers: Research & Management* 15(6): 545-574.
- EUROPEAN COMMUNITY. 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities* L 327, 22.12.2000: 1-72.
- FREEMAN C, LOCK MA. 1995. The biofilm polysaccharide matrix: a buffer against changing organic substrate supply? *Limnology and Oceanography* 40: 273-278.
- HANSEN RA, HART DD, MERZ RA. 1991. Flow mediates predator-prey interactions between triclad flatworms and larval black flies. *Oikos* 60: 187-96.
- HART DD, MERZ RA. 1998. Predator-prey interactions in a benthic stream community: a field test of flow-mediated refuges. *Oecologia* 114: 263-73.
- HINES SL, HERSHEY AE. 2011. Do channel restoration structures promote ammonium uptake and improve macroinvertebrate-based water quality classification in urban streams? *Inland Waters* 1: 133-145.
- HJERNE O, HANSSON S. 2002. The role of fish and fisheries in Baltic Sea nutrient dynamics. *Limnol. Oceanogr.* 47:1023–32.
- INHABIT D1d5.2, 2013. In: Deliverable D1d5. Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413. [www.life-inhabit.it](http://www.life-inhabit.it)
- INHABIT, I3d1, 2013. Deliverable I3d1. Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413. [www.life-inhabit.it](http://www.life-inhabit.it)
- INHABIT, I3d2, 2013. Deliverable I3d2. Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413. [www.life-inhabit.it](http://www.life-inhabit.it)
- LAMBERTI GA, RESH VH. 1983. Stream Periphyton and Insect Herbivores: An Experimental Study of Grazing by a Caddisfly Population. *Ecology* 64 (5): 1124-1135.
- LOCK M A. 1993. Attached microbial communities in rivers. Pages 113–138 in T. E. Ford (editor). *Aquatic microbiology: an ecological approach*. Blackwell Scientific Publications, Oxford, UK.
- MIHUC TB, 1997. The functional trophic role of lotic primary consumers: generalist versus specialist strategies. *Freshwater Biology* 37: 455-462.
- NORRIS RH, GEORGES A. 1993. Analysis and interpretation of benthic macroinvertebrate surveys. In: Rosenberg D.M., Resh V.H.,(Eds.) *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York, NY.
- REMPEL LL, RICHARDSON JS, HEALEY MC. 2000. Macroinvertebrate community structure along gradients of hydraulic and sedimentary conditions in a large gravel-bed river. *Freshwater Biology* 45 (1): 57-73.
- RUSE LP. 1996. Multivariate techniques relating macroinvertebrate and environmental data from a river catchment. *Wat. Res.* 30: 3017-3024.
- SABATER F, BUTTURINI A, MARTI E, MUNOZ I, ROMANI A, WRAY J, SABATER S. 2000. Effects of riparian vegetation removal on nutrient retention in a Mediterranean stream. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 19: 609-620.
- SIROTNAK JM, HUNTLY NJ. 2000. Direct and indirect effects of herbivores on nitrogen dynamics: voles in riparian areas. *Ecology* 81:78-87.
- TER BRAAK CJF, SMILAUER P. 1997. *CANOCO, Software for Canonical community Ordination* (ver. 4.02). Centre for Biometry, Wageningen, The Netherlands.

- TER BRAAK CJF. 1987. The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. *Theory and models in vegetation science*. Springer Netherlands. 69-77.
- VANNI MJ, LAYNE CD, ARNOTT SE. 1997. "Topdown" trophic interactions in lakes: effects of fish on plankton and nutrient dynamics. *Ecology* 78: 1-20.
- VANNI MJ. 2002. Nutrient cycling by animals in freshwater ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 33: 341-370.
- VANNOTE RL, MINSHALL GW, CUMMINS KW, SEDELL JR, CUSHING CE. 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130-137.
- WALLACE JB, WEBSTER JR. 1996. The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. *Annu. Rev. Entomol.* 41: 115-139.
- WHITTAKER RH. 1967. Gradient analysis of vegetation. *Biol. Rev.* 49: 207-264.
- WOLLHEIM WM, PETERSON BJ, DEEGAN LA, HOBBIJE JE, HOOKER B, BOWDEN WB, EDWARDSON KJ, ARSCOTT DB, HERSHEY AE, FINLAY J, 2001. Influence of stream size on ammonium and suspended particulate nitrogen processing. *Limnol. Oceanogr.* 46: 1-13.
- ZALEWSKI M, BIS B, LAPINSKA M, FRANKIEWICZ P, PUCHALSKI W. 1998. The importance of the riparian ecotone and river hydraulics for sustainable basin-scale restoration scenarios. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 8(2): 287-307.

## APPENDICE 1.

## Attribuzione percentuale dei taxa macrobentonici ai diversi ruoli trofici

Order / Higher taxon	Family / Species	Grazers	Miners	Xylophages	Shredders	Gatherers	Active filterers	Passive filterers	Predators	Parasites	Others
		fgr	fmi	fxy	fsh	fga	faf	fpf	fpr	fpa	fot
Triclada	DENDROCOELIDAE	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0
	DUGESIIDAE	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0
	PLANARIIDAE	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0
Nematomorpha	GORDIIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0
	BITHYNIIDAE	3	0	0	0	2	5	0	0	0	0
Gasteropoda	HYDROBIIDAE	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	LYMNAEIDAE	4	0	0	2	3	0	0	0	0	1
	NERITIDAE	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	PHYSIDAE	6	0	0	2	0	0	0	0	0	2
	ANCYLIDAE	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	PLANORBIDAE	3	0	0	3	3	0	0	0	0	1
	VALVATIDAE	3	0	0	0	3	2	0	0	0	2
	PISIDIIDAE	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0
	SPHAERIIDAE	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0
	UNIONIDAE	0	0	0	0	0	10	0	0	0	0
Oligochaeta	HAPLOTAXIDAE	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0
	LUMBRICIDAE	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0
	LUMBRICULIDAE	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0
	NAIDIDAE	5	0	0	0	5	0	0	0	0	0
Irudinea	TUBIFICIDAE	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0
	ERPOBDELLIDAE	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0
Crustacea	GLOSSIPHONIIDAE	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0
	HAEMOPIDAE	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0
	APELLIDAE	3	0	0	3	4	0	0	0	0	0
Ephemeroptera	ATYIDAE	0	0	0	0	5	0	0	0	0	5
	GAMMARIDAE	1	0	1	5	2	0	0	1	0	0
	<i>Alainites muticus</i>	5	0	0	0	5	0	0	0	0	0
	<i>Baetis buceratus</i>	5	0	0	0	5	0	0	0	0	0
	<i>Baetis cyrneus</i>	8	0	0	0	2	0	0	0	0	0
	<i>Baetis fuscatus</i>	5	0	0	0	5	0	0	0	0	0
	<i>Baetis ingridae</i>	5	0	0	0	5	0	0	0	0	0
	<i>Centroptilum luteolum</i>	7	0	0	0	3	0	0	0	0	0
	<i>Cloeon simile</i>	5	0	0	0	5	0	0	0	0	0
	<i>Cloeon dipterum</i>	5	0	0	0	5	0	0	0	0	0
	<i>Procloeon bifidum</i>	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0
	<i>Procloeon pennulatum</i>	5	0	0	0	5	0	0	0	0	0
	<i>Procloeon pulchrum</i>	5	0	0	0	5	0	0	0	0	0
	<i>Caenis macrura-Gr.</i>	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0
	<i>Serratella ignita</i>	5	0	0	0	5	0	0	0	0	0
	<i>Ecdyonurus corsicus</i>	5	0	0	0	5	0	0	0	0	0
	<i>Electrogena fallax</i>	5	0	0	0	5	0	0	0	0	0
	<i>Electrogena zebrata</i>	5	0	0	0	5	0	0	0	0	0
	<i>Habroleptoides modesta</i>	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0
	<i>Habrophlebia consiglioi</i>	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0
<i>Habrophlebia eldae</i>	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	
<i>Siphonurus lacustris</i>	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0	
Odonata	AESHNIDAE	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0
	CALOPTERYGIDAE	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0
	COENAGRIONIDAE	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0
	CORDULIIDAE	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0
	GOMPHIDAE	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0
	LESTIDAE	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0
	LIBELLULIDAE	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0
PLATYCNEMIDIDAE	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	
Plecoptera	CAPNIIDAE	2	0	0	6	2	0	0	0	0	0
	CHLOROPERLIDAE	1	0	0	1	2	0	0	6	0	0
	LEUCTRIDAE	3	0	0	3	4	0	0	0	0	0
	NEMOURIDAE	0	0	0	7	3	0	0	0	0	0
	PERLODIDAE	1	0	0	0	0	0	0	9	0	0
TAENIOPTERYGIDAE	7	0	0	0	3	0	0	0	0	0	

(segue)

(segue)

Order / Higher taxon	Family / Species	Grazers	Miners	Xylophages	Shredders	Gatherers	Active filterers	Passive filterers	Predators	Parasites	Others
		fgr	fmi	fxy	fsH	fga	faf	fpf	fpr	fpa	for
Heteroptera	CORIXIDAE	0	0	0	0	1	0	0	8	1	0
	GERRIDAE	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0
	HYDROMETRIDAE	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0
	MESOVELIIDAE	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0
	NAUCORIDAE	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0
	NEPIDAE	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0
	NOTONECTIDAE	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0
	PLEIDAE	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0
VELIIDAE	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0	
Coleoptera	Dryopidae Gen. sp. Ad.	5	0	0	0	5	0	0	0	0	0
	Dryopidae Gen. sp. Lv.	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0
	Dytiscidae Gen. sp. Ad.	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0
	Dytiscidae Gen. sp. Lv.	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0
	Elmidae Gen. sp. Ad.	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Elmidae Gen. sp. Lv.	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Gyrinidae Gen. sp. Ad.	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0
	Gyrinidae Gen. sp. Lv.	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0
	Halplidae Gen. sp. Ad.	2	4	0	1	0	0	0	3	0	0
	Halplidae Gen. sp. Lv.	2	4	0	1	0	0	0	3	0	0
	Helophoridae Gen. sp. Ad.	4	0	0	2	4	0	0	0	0	0
	Hydraenidae Gen. sp. Ad.	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Hydraenidae Gen. sp. Lv.	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0
	Limnebiinae Gen. sp.	1	0	0	3	5	0	0	1	0	0
	Hydrochidae Gen. sp.	1	0	0	3	5	0	0	1	0	0
	Hydrophilidae Gen. sp. Ad.	1	0	0	3	5	0	0	1	0	0
	Hydrophilidae Gen. sp. Lv.	1	0	0	3	5	0	0	1	0	0
	Hydroscaphidae Gen. sp.	4	0	0	2	4	0	0	0	0	0
	Hygrobiidae Gen. sp.	1	0	0	3	5	0	0	1	0	0
	Sphaeriidae Gen. sp.	1	0	0	3	5	0	0	1	0	0
Scirtidae Gen. sp. Ad.	0	0	0	5	5	0	0	0	0	0	
Scirtidae Gen. sp. Lv.	0	0	0	5	5	0	0	0	0	0	
Spercheidae Gen. sp. Ad.	1	0	0	3	5	0	0	1	0	0	
Trichoptera	BERAEIDAE	6	0	0	2	2	0	0	0	0	0
	BRACHYCENTRIDAE	2	0	0	0	0	0	5	3	0	0
	GLOSSOSOMATIDAE	8	0	0	0	2	0	0	0	0	0
	GOERIDAE	9	0	0	0	1	0	0	0	0	0
	HELICOPSYCHIDAE	0	0	0	5	5	0	0	0	0	0
	HYDROPSYCHIDAE	2	0	0	0	0	0	5	3	0	0
	HYDROPTILIDAE	4	4	0	0	1	0	0	1	0	0
	LEPIDOSTOMATIDAE	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0
	LEPTOCERIDAE	3	0	0	5	2	0	0	0	0	0
	LIMNIPHILIDAE	2	0	0	5	1	0	0	2	0	0
	ODONTOCERIDAE	3	0	0	3	0	0	0	4	0	0
	PHILOPOTAMIDAE	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0
	POLYCENTROPODIDAE	0	0	0	0	0	0	1	9	0	0
	PSYCHOMYIIDAE	8	0	0	0	1	0	1	0	0	0
	RHYACOPHILIDAE	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0
	SERICOSTOMATIDAE	0	0	0	10	0	0	0	0	0	0
	UENOIDAE	6	0	0	1	3	0	0	0	0	0
Diptera	ANTHOMYIIDAE	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0
	ATHERICIDAE	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0
	BLEPHARICERIDAE	10	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	CERATOPOGONIDAE	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0
	CHIRONOMIDAE	2	1	0	0	3	2	0	1	0	1
	CULICIDAE	0	0	0	0	0	9	0	1	0	0
	DIXIDAE	0	0	0	0	3	7	0	0	0	0
	DOLICHOPODIDAE	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0
	EMPIDIDAE	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0
	EPHYDRIDAE	0	0	0	5	5	0	0	0	0	0
	LIMONIIDAE	0	0	0	2	2	0	0	6	0	0
	PSYCHODIDAE	3	0	0	1	5	0	0	1	0	0
	RHAGIONIDAE	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0
	SIMULIIDAE	0	0	0	0	0	0	10	0	0	0
	STRATIOMYIIDAE	3	0	0	3	3	1	0	0	0	0
	SYRPHIDAE	0	0	0	0	10	0	0	0	0	0
	TABANIDAE	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0
TIPULIDAE	0	0	0	7	3	0	0	0	0	0	

(fine appendice 1)

Deliverable I2d4