



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 D1: Demonstration actions on classification and uncertainty

- Action D1_IRSA (month 20-36): Demonstration actions on classification and uncertainty by IRSA
- Action D1_ISE (month 20-36): Demonstration actions on classification and uncertainty by ISE
- Action D1_PI (month 20-36): Demonstration actions on classification and uncertainty by ARPA Piemonte
- Action D1_SA (month 20-36): Demonstration actions on classification and uncertainty by RAS

Deliverable D1d5

Rapporto tecnico - Incertezza della classificazione e suggerimenti per il miglioramento dei PdG

Final report on classification uncertainty and correlated suggestions to improve RBMPs

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



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 D1: Demonstration actions on classification and uncertainty

Deliverable D1d5

Rapporto tecnico - Incertezza della classificazione e suggerimenti per il miglioramento dei PdG

Final report on classification uncertainty and correlated suggestions to improve RBMPs

A cura di: Buffagni Andrea, Erba Stefania & Marcello Cazzola

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

Brugherio, 13 dicembre 2013

SOMMARIO

RIASSUNTO	6
EXTENDED ABSTRACT	8
D1d5.1 - Introduzione al quadro generale di INHABIT per l'ottimizzazione di misure di habitat per migliorare lo stato ecologico dei fiumi	9
D1d5.2 - Selezione di metriche biologiche associate ai gradienti ambientali nei fiumi temporanei della Sardegna: una sfida per la valutazione dello stato ecologico?	18
D1d5.3 - INHABIT: pressione-risposta nei fiumi temporanei della Sardegna	47
D1d5.4 - Il concetto di stato idrologico nei fiumi temporanei	83
D1d5.5 - Inquadramento concettuale, contesto normativo e potenziale applicativo del metodo CARAVAGGIO per il rilevamento e la descrizione degli habitat fluviali.....	89
D1d5.6 - Un approccio basato su System Dynamic Model per la valutazione del grado di accettabilità delle politiche di tutela degli habitat fluviali	105
D1d5.7 - Idromorfologia locale, habitat e piani di gestione: nuove misure per migliorare la qualità ecologica in fiumi e laghi sud europei. Quadro di insieme dei principali risultati del progetto INHABIT - Fiumi	117

RIASSUNTO

Il presente Deliverable presenta un quadro conclusivo del percorso seguito in INHABIT per i fiumi. Quanto qui proposto si inserisce nel gruppo di Azioni D1 il cui obiettivo specifico è stato andare oltre la semplice classificazione dei corpi idrici investigati identificando quali fattori (i.e. metriche e caratteristiche di habitat) possano rappresentare aspetti chiave nell'impostazione dei piani di bacino.

Sono stati in particolare selezionati 7 contributi per rappresentare il percorso seguito in INHABIT per i fiumi per arrivare a definire degli strumenti e delle linee guida per una più efficace valutazione delle alterazioni antropiche e di conseguenza una più incisiva impostazione delle misure di ripristino della qualità ecologica. I contributi qui presentati saranno successivamente valutati per una loro possibile inclusione nella pubblicazione 'Notiziario dei metodi Analitici' del CNR-IRSA, in uscita nella prima metà del 2014.

Il primo contributo è introduttivo alle tematiche di habitat, interazione tra variabilità naturale e antropica e riqualificazione fluviale.

Il secondo contributo entra nel vivo degli argomenti di INHABIT, descrivendo secondo quali gradienti ambientali si strutturano le comunità macrobentoniche dei fiumi sardi investigati. Questo secondo contributo persegue l'obiettivo di identificare in particolare quali metriche biologiche sia opportuno considerare per una effettiva caratterizzazione dei gradienti di pressione antropica. Sulla base delle considerazioni effettuate in questo ambito, nel terzo contributo sono analizzate in dettaglio le relazioni tra gradienti di pressione antropica e habitat e singole metriche biologiche, al fine di tracciare un quadro conclusivo e sintetico di quali metriche debbano essere utilizzate per identificare specifiche pressioni e quindi pianificare specifiche misure.

Uno dei principali risultati del progetto INHABIT conferma peraltro il ruolo determinante che le

condizioni idrauliche (proporzione tra aree lentiche e lotiche in un fiume) rivestono nell'influenzare le comunità degli invertebrati bentonici e, di conseguenza, la valutazione dello stato ecologico. Si è pertanto ritenuto importante presentare un contributo dedicato alla definizione dello stato idrologico di un fiume temporaneo. Infatti, lo Stato Idrologico (HS) di un fiume rappresenta la deviazione del regime idrologico osservato, potenzialmente alterato, dalla sua condizione inalterata (naturale). La definizione dello HS è di grande importanza per la valutazione dello Stato Ecologico di un corpo idrico, poiché il regime idrologico influenza e controlla lo sviluppo delle comunità biologiche. Inoltre, dal momento che l'habitat nel contesto di INHABIT è stato caratterizzato attraverso l'applicazione del metodo CARAVAGGIO, un contributo del presente Deliverable è stato dedicato alla presentazione del metodo e a descriverne le potenzialità e gli ambiti di applicazione. Un ulteriore contributo presenta i risultati ottenuti nell'ambito delle attività di analisi dell'attuale *framework* di gestione delle risorse idriche nel bacino del Mulargia. L'obiettivo di tali attività ha consistito nel porre in evidenza l'emergere di situazioni potenzialmente conflittuali tra i vari utenti della risorsa a seguito dell'implementazione di politiche di tutela degli habitat fluviali. Tali aspetti sono di notevole interesse nella corretta gestione degli ecosistemi fluviali. Il contributo conclusivo sintetizza infine i più importanti risultati e aspetti affrontati nel contesto di INHABIT. Esso presenta infatti una serie di tabelle di sintesi relative a tutte le tematiche trattate nel progetto e dei rispettivi risultati conseguiti. Inoltre, si evidenziano nel contributo le possibili connessioni con altre tematiche e Direttive ambientali con sintetico riferimento agli argomenti che, a partire dai risultati sinora conseguiti, meriterebbero successivi approfondimenti e progetti dedicati.

Il presente Deliverable è compilato in due versioni, in italiano e in inglese. Le due versioni

presentano tuttavia differenze nel numero di contributi inclusi; in taluni casi si è infatti ritenuto più opportuno collocare le versioni in inglese in Deliverable differenti per una maggiore congruenza con le finalità del Deliverable stesso, come nel caso del contributo D1d5.4 i cui contenuti sono stati presentati nel corso del I workshop internazionale del progetto INHABIT (Barcellona, ottobre 2012). I contributi possiedono la stessa numerazione nelle due versioni, con la dicitura 'en' riportata nella versione inglese.

EXTENDED ABSTRACT

The present Deliverable offers a final framework of INHABIT steps for rivers. The content is part of action group D1, aiming at virtually stepping over classification of water bodies and identifying those features (i.e. metrics and habitat characteristics) representing key aspects in structuring basin management plans.

The present Deliverable contains seven papers representing the procedure followed by the project for the definition of tools and guidelines for a more effective evaluation of anthropic alteration and, consequently, for a more incisive definition of restoration measures for ecological quality. The presented papers will be evaluated for a possible inclusion in the CNR-IRSA 'Notiziario dei metodi Analitici', due for publication in March 2014.

The first paper is an introductory overview on habitat themes, including interactions between natural and anthropic variability and river restoration. The second paper goes at the heart of INHABIT topics, describing the environmental gradients defining benthic communities of considered Sardinian rivers. This second paper aims at identifying, in particular, which biological metrics have to be considered for an effective characterization of anthropic pressure gradients. Based on these considerations, in the third paper the relations between gradients of anthropic and habitat pressures and single biological metrics are analysed in detail, in order to define a conclusive framework on which metrics should be used to identify specific pressures and, thus, to plan specific measures.

One of the main INHABIT project results did confirm the key role exerted by hydraulic conditions (proportion between lentic and lotic areas in stream) in structuring benthic communities and, consequently, influencing ecological status assessment. For this reason, it

has been reckoned as important to present a paper dealing with the definition of the hydrological state in a temporary river. Hydrological state (HS) in a river does represent the deviation of the observed, potentially altered, hydrological regime from a natural unaltered condition. Definition of HS is of great relevance for the evaluation of the ecological status in a water body, due to the fact that hydrological regime have an influence – and control – the development of biological communities. Furthermore, having habitat been characterized by means of CARAVAGGIO method, a paper is specifically dedicated to a presentation of CARAVAGGIO method, describing its main potential areas of application. A further paper presents the results obtained in the activities of analysis of the present management plan for water resources in Mulargia basin. The objective of such activities has highlighted possible conflicts in the use of the water resource, following the implementation of policies for river habitat protection. Such aspects are of particular relevance for the correct management of river ecosystems. The final paper gives a concise view of the main INHABIT themes and outcomes, by providing a series of overview tables. In the paper possible connection with other environmental issues and Directive are also highlighted, with reference to topics potentially deserving further investigations and dedicated projects.

This Deliverable is drafted in two different versions, Italian and English. The two versions are different in terms of number of papers included. In some cases it has been considered as more appropriate to include the English version of the paper in different Deliverable, in order to maintain consistency with the Deliverable objective, as in the case of paper D1d5.4 whose topics were presented during the first INHABIT project international workshop (Barcelona, October 2012). Papers have the same number in the two versions, followed by 'en' in the English version.

D1D5.1 - INTRODUZIONE AL QUADRO GENERALE DI INHABIT PER L'OTTIMIZZAZIONE DI MISURE DI HABITAT PER MIGLIORARE LO STATO ECOLOGICO DEI FIUMI

Erba S¹, Buffagni A.¹, R. Balestrini¹, M. Cazzola¹, E. Recchia¹, L. Marziali¹, G. Pace¹, L. Terranova¹, F. Stefani¹, A.M. De Girolamo¹, R. Giordano¹, R. Pagnotta¹

C. Belfiore^{1,2}, R. Tenchini^{1,2},

M.G. Mulas³, M.T. Pintus³, R. Casula³, G. Erbi³,

E. Sesia⁴, A. Fiorenza⁴, T. Ferrero⁴, M. Raviola⁴, P.E. Botta⁴, A. Fiorenza

¹ CNR-IRSA, Istituto di Ricerca Sulle Acque del Consiglio Nazionale delle Ricerche

² DEB – Università della Tuscia

³ Regione Autonoma della Sardegna

⁴ ARPA Piemonte

1. INTRODUZIONE

Prevenire il deterioramento dello stato ecologico dei corpi idrici superficiali proteggendoli, migliorandoli e ripristinandoli sono, in Europa, temi da sempre considerati centrali. La valutazione dell'inquinamento e gli effetti risultanti sugli ecosistemi non sono certamente una novità. È infatti dagli anni 70 che ci si occupa in vario modo di sviluppare e utilizzare sistemi di valutazione degli effetti delle alterazioni antropiche sugli ecosistemi acquatici e da allora sono state proposte politiche specifiche atte a migliorare lo stato dei corpi idrici (Feld et al., 2011).

In questo contesto, l'emanazione della Direttiva 2000/60/EC – WFD ha senz'altro individuato nuove modalità secondo cui procedere nella valutazione dello stato ecologico anche riconoscendo la centralità degli Elementi di Qualità Biologica in questo processo. La WFD ha peraltro riconosciuto l'importanza degli elementi idromorfologici e di habitat nella

comprensione dei processi che strutturano le biocenosi. Peraltro la maggior parte di bacini fluviali europei sono affetti da una combinazione di pressioni che includono, oltre all'alterazione della qualità dell'acqua, la degradazione degli habitat, includendo una semplificazione della struttura in habitat, la presenza di barriere fisiche alla capacità di dispersione degli organismi acquatici e infine spesso la non idoneità dei flussi (Friberg, 2010). Nella gestione degli ecosistemi acquatici e nell'impostazione delle misure volte a migliorare lo stato di qualità dei corpi idrici è sicuramente importante saper individuare gli effetti delle singole pressioni sulle biocenosi (Ormerod et al., 2010).

In particolare, gli aspetti legati al flusso (i.e. quantità d'acqua) possono essere particolarmente rilevanti per l'area mediterranea, dove i fiumi sono soggetti a importanti variazioni di portata. In contesto mediterraneo in particolare, la variabilità temporale e spaziale fanno sì che la messa a punto dei sistemi di valutazione dello stato ecologico possa risultare particolarmente complessa (Dallas, 2013). Per la valutazione dello stato ecologico risulta pertanto fondamentale saper discernere correttamente i fattori che regolano naturalmente la comunità biologica da quelli legati allo stress antropico, al fine di poter pianificare gli interventi di misura e mitigazione. L'importanza delle condizioni idrauliche è peraltro riconosciuta dalla comunità scientifica come uno dei più importanti fattori in grado di strutturare le biocenosi acquatiche. Nonostante questo e nonostante l'habitat espresso come caratteristiche di flusso possa influenzare i giudizi di qualità esso è solo raramente preso in considerazione nei sistemi di classificazione. È importante sottolineare che in generale in Europa in metodi di classificazione in uso dovrebbero essere migliorati affinché includano la valutazione degli habitat e delle condizioni idromorfologiche locali. Questi aspetti andrebbero in particolare valutati anche in fase

di impostazione dei Piani di Bacino e pianificazione delle misure.

Il concetto di riqualificazione fluviale, è direttamente connesso a queste tematiche. In particolare il paradigma della riqualificazione fluviale, escludendo il ripristino della qualità dell'acqua, è indirizzato in generale alla manipolazione della struttura degli habitat e dei flussi al fine di mitigare gli effetti delle alterazioni antropiche (Feld et al., 2011). Il progetto INHABIT, in questo panorama, ha l'obiettivo di giungere ad una migliore comprensione di quali aspetti di habitat siano maggiormente influenti sulle biocenosi acquatiche e sulla classificazione dello stato ecologico.

Nel presente contributo viene quindi fornito in estrema sintesi il quadro generale all'interno del quale ci si è orientati nel progetto INHABIT – parte fiumi – approcciando il complesso tema delle interazioni tra gli effetti della variabilità naturale e delle alterazioni di origine antropica sulle biocenosi.

Il testo vuole supportare la lettura dei successivi contributi, ciascuno dedicato a un aspetto specifico di alcuni dei temi affrontati nel progetto.

I corpi idrici ai quali viene fatto riferimento per esemplificare il percorso effettuato in INHABIT sono localizzati in Sardegna (si veda Erba et al., 2011 e INHABIT D1d5.2, 2013)

2. IL QUADRO DI RIFERIMENTO

2.1 Basi teoriche del progetto INHABIT

Il progetto INHABIT ha indirizzato la propria attenzione all'analisi degli aspetti legati agli habitat e a come questi aspetti possano influenzare la valutazione dello stato ecologico e la valutazione dell'efficacia delle misure poste in essere e più in generale come essi siano relazionati alle comunità biologiche (i.e. macroinvertebrati). I tratti fluviali investigati nel

progetto sono stati scelti in modo da rappresentare un gradiente di alterazione morfologica, di degrado nell'uso del territorio e di habitat, ed essere solo limitatamente influenzati da impatti legati alla qualità dell'acqua (i.e. i tratti sono caratterizzati genericamente da buona qualità dell'acqua). La figura 1 sintetizza il quadro complessivo degli elementi che concorrono alla definizione dello stato ecologico evidenziando gli aspetti che sono stati considerati direttamente in INHABIT. Gli elementi riportati in figura sono quelli che da letteratura risultano influire sulla composizione delle biocenosi direttamente o indirettamente modificando l'habitat disponibile (e.g. Feld et al., 2011; Naura et al., 2011; Rui et al., 2011). Durante il progetto sono quindi state analizzate le relazioni tra metriche biologiche e elementi chiave di habitat al fine di verificare l'influenza di questi fattori sulle metriche stesse e quindi eventualmente proporre delle correzioni nei sistemi di classificazione. È quindi stata quantificata sia la variabilità naturale (e.g. INHABIT I3d1.2, 2013) che quella antropica (e.g. INHABIT D1d5.2, 2013; INHABIT D1d5.3, 2013) per tutti gli elementi segnalati in grassetto in figura 1. È infatti importante sottolineare che prima di qualsiasi inferenza sullo stato ecologico sarebbe opportuno quantificare la variabilità naturale degli aspetti considerati significativi per le comunità biologiche (e.g. tipo di flusso, tipo di substrato, caratteristiche di deposito/erosione, ricchezza degli habitat) anche in assenza di impatti antropici. Questa quantificazione è fondamentale per la definizione dell'incertezza nella classificazione.

Gli aspetti di habitat, nel corso del progetto INHABIT, sono stati quantificati applicando il metodo CARAVAGGIO che ha consentito di ricavare informazioni su: 1) tipo e quantità di alterazioni morfologiche (HMS); 2) ricchezza e qualità degli habitat fluviali e perfluviali (HQA); 3) tipo di uso del territorio (LUI); habitat idraulico in termini di carattere lenticolo-tico

(LRD). È stata quindi analizzata la relazione tra questi elementi di habitat e le comunità di invertebrati in termini di metriche utilizzate per la classificazione e metriche che possono essere calcolate sulla base delle taxa list raccolte e che possono fornire, in funzione della loro relazione con i descrittori di habitat, elementi aggiuntivi rispetto a quelle utilizzate per la classificazione. Sebbene la maggior parte dei risultati ottenuti si sia concentrata sulle relazioni tra metriche biologiche (o taxa bentonici) e indici sintetici del CARAVAGGIO, è importante evidenziare che con il CARAVAGGIO vengono raccolte una serie di informazioni non aggregate in indici, ognuna delle quali potrebbe ugualmente essere analizzata con le stesse modalità con cui sono stati analizzati gli indici sintetici.

Sebbene non fosse tra gli obiettivi principali di INHABIT verificare gli effetti di misure di ripristino della qualità ecologica, sono

comunque state fatte delle proposte per individuare come possa migliorare lo stato di qualità degli habitat in funzione della rimozione delle alterazioni o della modulazione di rilasci, in chiave *ecological flows* (INHABIT I3d1, I3d2.2, 2013). Nel quadro concettuale di INHABIT sono inoltre stati considerati gli elementi che comunemente vengono inclusi negli studi di riqualificazione fluviale (si veda il capitolo successivo) anche per verificare come e se i risultati del progetto INHABIT possano inserirsi nel quadro 'riqualificazione fluviale' tenendo presente che comunque resta un obiettivo del progetto proporre possibili misure integrative nei PdG.

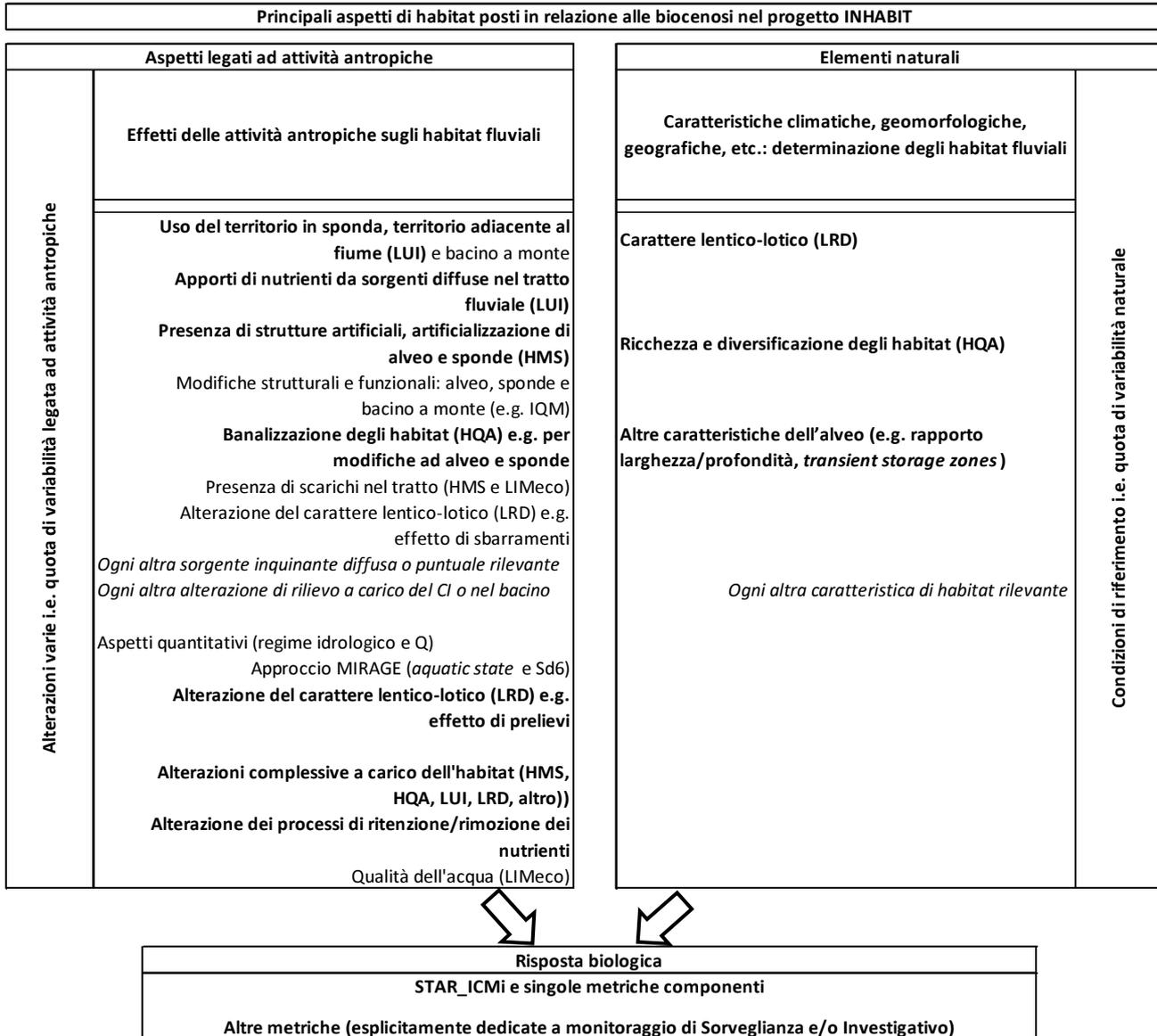


Fig. 1. Principali aspetti di habitat (per grandi categorie) considerati nel progetto INHABIT. Sul lato sinistro del diagramma sono riportati alcuni elementi di artificializzazione dei corpi idrici o di impatto che determinano un'alterazione diretta o indiretta delle caratteristiche di habitat. Sul lato destro del diagramma, sono invece riportati gli aspetti naturali che concorrono a definire complessivamente le caratteristiche degli habitat presenti come osservabili in situazioni relativamente "indisturbate" (e.g. in condizioni di riferimento). In grassetto: aspetti considerati esplicitamente in INHABIT.

3. VERSO UN'EFFETTIVA CONNESSIONE TRA LE MISURE DI HABITAT E LA VERIFICA DELLA LORO EFFICACIA

Il concetto di 'river restoration' è diventato importante in anni più recenti rispetto alle pratiche di monitoraggio ambientale. In particolare, i progetti di riqualificazione fluviale costituiscono una pratica comune soprattutto negli Stati Uniti, mentre solo più recentemente si sono consolidati anche in Europa con comunque un numero inferiore di casi studio rispetto agli USA (Feld et al., 2011). L'inquinamento, l'uso intensivo del territorio circostante i corsi d'acqua e il degrado degli habitat interessano la maggior parte dei fiumi europei. La funzionalità fluviale può venir meno, in relazione ai numerosi fattori antropici che insistono sui corpi idrici, si può verificare una perdita di specie e in generale l'eccessivo sfruttamento delle risorse idriche può compromettere gli usi che delle risorse idriche si fanno. La WFD, nasce per proporre degli obiettivi di mantenimento e/o risanamento dei corpi idrici e propone il raggiungimento dello stato buono per tutti i corpi idrici entro il 2015. Qualora l'obiettivo non possa essere raggiunto si dovranno effettuare degli interventi dedicati al ripristino della qualità ecologica. In questo contesto la 'riqualificazione fluviale' assume quindi un'importanza decisamente maggiore, perché finalizzata anche al soddisfacimento dei requisiti normativi in chiave gestione dei bacini e pianificazione delle misure.

In questo ambito il progetto WISER (<http://www.wiser.eu/results/conceptual-models/index.php>), ha proposto alcuni modelli concettuali per riassumere tre tra le principali categorie di misure di ripristino realizzabili in aree fluviali (Figura 2). Essi sono rivolti in particolare a illustrare le relazioni tra queste ultime i.e. riparian buffer, miglioramento dei mesohabitat presenti in alveo, rimozione di sbarramenti, e i loro effetti sugli habitat acquatici e sulle componenti biologiche (BQE) alghe bentoniche, macrofite, invertebrati

bentonici e pesci. I riferimenti bibliografici utilizzati per derivare i modelli sono in gran parte relativi a studi riferibili esplicitamente ad azioni di ripristino degli habitat/caratteristiche fluviali i.e. molti lavori a carattere più teorico non sono stati considerati.

Per l'uso di questi modelli concettuali, ai fini del progetto INHABIT, è importante considerare due importanti aspetti:

- l'assenza di connessioni esplicitate tra elementi nei modelli/diagrammi esplicativi, non significa che l'interazione tra due elementi non sia importante ma, semplicemente, che non è stata rinvenuta letteratura al riguardo;
- alcuni indicatori di stato tra quelli considerati risultano completamente scoperti o solo rappresentati in modo marginale; tra questi, d'interesse per i temi affrontati in INHABIT: rimozione dei nutrienti, eterogeneità dei flussi, variabilità della profondità dell'acqua, complessità dell'habitat, etc.;
- sebbene i modelli consentano di derivare utili informazioni anche per gli altri BQE, ci si concentrerà principalmente sugli aspetti relativi agli invertebrati bentonici, per i quali si dispone di sufficienti dati per formulare considerazioni affidabili e derivare conclusioni.

Il progetto WISER ha messo a punto schemi concettuali che dovrebbero supportare le azioni di gestione dei corpi idrici (Feld et al., 2011), ma anche evidenziato che:

- molto spesso, per gli invertebrati bentonici, vengono esclusivamente quantificati, spesso in modo qualitativo, gli effetti sulla componente 'ricchezza in taxa', mentre altri aspetti della comunità rimangono inesplorati;
- molto spesso gli effetti della riqualificazione sono presunti, e non

direttamente verificabili in termini di miglioramento effettivo della qualità;

- anche quando gli effetti della restoration sono stati quantificati, è difficile disporre di modelli che consentano di prevedere come e quanto specifiche azioni gestionali influiscano sulle biocenosi.

Sebbene come già altrove specificato, il progetto INHABIT non abbia considerato delle azioni di riqualificazione dedicate, si può però affermare che, per gli elementi evidenziati in grassetto in Figura 2, considerati non singolarmente, ma combinati in indici sintetici, il progetto INHABIT abbia quantificato la relazione tra metriche biologiche e elementi di habitat. I risultati di queste analisi sono quindi raccolti nel presente Deliverable e potranno essere utilizzati per acquisire elementi di supporto alla pianificazione della gestione dei corpi idrici, secondo quanto specificato nei singoli contributi.

4. SVILUPPO DI ALCUNI TEMI DI PARTICOLARE INTERESSE PER L'INTEGRAZIONE DEI DATI DI HABITAT *SENSU LATO* NELLA GESTIONE DEI CORPI IDRICI

I contributi presentati in questo Deliverable, elencati in Annex 1, si considerano direttamente connessi tra loro in termini di valutazione delle risposte biocenotiche agli elementi di habitat.

Nello specifico, saranno inizialmente ripresi, in termini nuovi e sulla base di più informazioni, gli elementi relativi alla variabilità osservata nei sistemi fluviali studiati, sia legata a fattori naturali (e.g. clima, stagionalità, idrologia) sia a fattori di perturbazione di origine antropica (INHABIT D1d5.2, 2013). INHABIT D1d5.2, 2013 ha infatti l'obiettivo di descrivere secondo quali gradienti ambientali si strutturano le comunità macrobentoniche dei fiumi sardi investigati. Il risultato principale è che, sebbene in presenza

di alterazioni antropiche, il fattore più importante per le biocenosi è il carattere lentico lotico. Solo secondariamente le comunità risentono dei fattori di habitat che esprimono un'alterazione. Come approfondimento a queste analisi le comunità degli invertebrati sono anche state considerate in termini di metriche biologiche (INHABIT D1d5.2, 2013). In questo caso si è voluto investigare quali metriche rispondano a quali fattori di habitat, forzando la risposta delle metriche sui fattori di habitat a disposizione (analisi multivariata RDA). I risultati dimostrano che il sistema di classificazione utilizzato (STAR_ICMi e metriche componenti) è in grado di rilevare le pressioni antropiche. Il problema è che l'effetto combinato delle pressioni è di difficile scomposizione in singoli fattori. Nonostante questo, analisi di regressione dedicate alle metriche risultate più importanti nella RDA hanno consentito di evidenziare quali metriche rispondano meglio ai diversi fattori di pressione antropica (INHABIT I3d1.2, 2013) e possano quindi essere utilizzate per verificare l'efficacia delle misure.

Peraltro, siccome si verifica che soprattutto in ambito mediterraneo le variazioni di flusso possono essere particolarmente rilevanti, viene presentata la modalità con cui il progetto MIRAGE, pone l'attenzione alle caratteristiche di flusso (INHABIT D1d5.4, 2013) con qualche accenno agli effetti dei prelievi idrici.

Dal momento che l'habitat nel contesto di INHABIT è stato caratterizzato attraverso l'applicazione del metodo CARAVAGGIO un contributo (INHABIT D1d5.5, 2013) è stato dedicato alla presentazione del metodo.

Un aspetto infine importante nella gestione delle risorse idriche e nella pianificazione dei piani di gestione, è sicuramente considerare come gestire possibili conflitti legati all'uso della risorsa idrica. Un contributo è quindi stato dedicato a presentare questi argomenti (INHABIT D1d5.6, 2013).

In chiusura vengono quindi ricapitolati i principali risultati ottenuti dal progetto

(INHABIT D1d5.7, 2013), raggruppati nei seguenti temi: Habitat, affinamento sistema

MacrOper, capacità di autodepurazione e efficacia delle misure.

Fig. 2. Schema di sintesi delle variabili di stato considerate nel progetto WISER (<http://www.wiser.eu/>, WISER, contract No. 226273) in termini di ripristino di riparian buffer, miglioramento dei mesohabitat presenti in alveo, rimozione di sbarramenti, per i loro effetti sull'habitat fluviale complessivo e sulle componenti biologiche (BQE) alghe bentoniche, macrofite, invertebrati bentonici e pesci. Nei tre box: in grassetto: variabili considerate in INHABIT; quando è in grassetto una sola parte del testo, significa che la variabile è stata considerata ma non esattamente come riportato in tabella.

Variabili di stato	Miglioramento della qualità dell'acqua in corsi d'acqua a bassa energia mediante azioni di ripristino dell'effetto filtro delle aree spondali			Miglioramento dei mesohabitat presenti in alveo			Rimozione di sbarramenti in corsi d'acqua a bassa energia	
	Singole caratteristiche di habitat	Variabilità di singole caratteristiche	Aspetti complessi di habitat	Singole caratteristiche di habitat	Variabilità di singole caratteristiche	Aspetti complessi di habitat	Singole caratteristiche di habitat (oltre al ripristino della connettività)	
							Upstream	Downstream
	Ombreggiamento	Diversificazione dei flussi	Concentrazione dei nutrienti (P/N)	Posizionamento di detrito organico grossolano	Eterogeneità del flusso	Numero e superficie delle Pool	Granulometria dei sedimenti	
	Presenza e immissione di POM (<i>Particulate organic matter</i>)	Variabilità della profondità dell'acqua	Presenza di sedimenti fini	Posizionamento di massi	Riduzione del flusso	Variabilità di larghezza e profondità del canale	Larghezza dell'alveo	
	Struttura della sponda		Temperatura	Rimozione di rinforzi di sponda e alveo		Stabilità delle sponde	Diversificazione dei flussi	Aree di Pool
	Forme del canale		Disponibilità di cibo/energia	Aggiunta di ghiaia/substrato per la deposizione delle uova (pesci)		Accumulo di sedimenti in alveo (barre)	Profondità dell'acqua	Variabilità della profondità
	LWD (<i>Large woody debris</i>)		Disponibilità di rifugi	e: Posizionamento di pennelli/deflettori di flusso		Diversificazione del substrato	Temperatura dell'acqua	Presenza di barre di ghiaia
			Complessità e qualità dell'habitat	Costruzione di <i>groynes</i> /gabbioni		Diversificazione degli habitat	Ossigeno	Intasamento del substrato
						Ritenzione dei nutrienti/ <i>Uptake length</i>		Torbidità

5. CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE

Nel seguito si riportano per punti gli aspetti per cui il progetto INHABIT può aver fornito elementi innovativi e può aver coperto aspetti di solito trascurati, come è stato anche evidenziato dal progetto WISER, così come sono presentati nei contributi di dettaglio qui raccolti.

Il progetto INHABIT fornisce elementi che consentono di individuare quali metriche biologiche rispondono a specifici fattori di habitat e pressione antropica e quindi quali metriche sia più opportuno considerare per verificare l'efficacia delle misure.

Il progetto INHABIT ha consentito di approfondire le relazioni tra metriche biologiche e variabilità nel flusso, aspetto spesso trascurato nei sistemi di classificazione in uso.

La relazione tra metriche biologiche e variabilità di flusso ha consentito di quantificare gli effetti previsti in presenza di prelievi idrici.

Il progetto INHABIT, ha infine investigato, la relazione tra aspetti di habitat e funzionalità fluviale, per quanto riguarda la rimozione dei nutrienti, fornendo importanti indicazioni sulle modalità secondo le quali migliorare la funzionalità fluviale.

RINGRAZIAMENTI

Ringraziamo sentitamente colleghi, contrattisti e studenti che hanno a vario titolo fornito supporto allo svolgimento del progetto INHABIT.

BIBLIOGRAFIA

DALLAS, H.F., 2013. Ecological status assessment in Mediterranean rivers: complexities and challenges in developing tools

for assessing ecological status and defining reference conditions. *Hydrobiologia*, 719:483–507

FELD C. K., S. BIRK, D.C. BRADLEY, D. HERING, J. KAIL, A. MARZIN, A. MELCHER, D. NEMITZ, M.L. PEDERSEN, F. PLETTERBAUER, D. PONT, P.F.M. VERDONSCHOT & N. FRIBERG, 2011. From Natural to Degraded Rivers and Back Again: A Test of Restoration Ecology Theory and Practice. In: *Advances in ecological research* VOL. 44. Pp 120-209.

FRIBERG, N., 2010. Pressure-response relationships in stream ecology: Introduction and synthesis. *Freshwat. Biol.* 55, 1367–1381.

INHABIT I3d1.2, 2013. In: Deliverable I3d1. Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413. www.life-inhabit.it

INHABIT D1d5.2, 2013. In: Deliverable D1d5. Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413. www.life-inhabit.it

INHABIT D1d5.4, 2013. In: Deliverable D1d5. Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413. www.life-inhabit.it

INHABIT D1d5.5, 2013. In: Deliverable D1d5. Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413. www.life-inhabit.it

INHABIT D1d5.6, 2013. In: Deliverable D1d5. Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413. www.life-inhabit.it

INHABIT D1d5.7, 2013. In: Deliverable D1d5. Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413. www.life-inhabit.it

ORMEROD, S.J., DOBSON, M., HILDREW, A.H. AND TOWNSEND, C. (Eds.), 2010. Multiple Stressors in Freshwater Ecosystems. *Freshwat. Biol.* 55, 1–269.

Annex 1. Lista dei contributi presentati nel Deliverable INHABIT D1d5.

Numerazione	Titolo
D1d5.1	Introduzione al quadro generale di INHABIT per l'ottimizzazione di misure di habitat per migliorare lo stato ecologico dei fiumi
D1d5.2	Selezione di metriche biologiche associate ai gradienti ambientali nei fiumi temporanei della Sardegna: una sfida per la valutazione dello stato ecologico
D1d5.3	INHABIT: pressione-risposta nei fiumi temporanei della Sardegna
D1d5.4	Il concetto di stato idrologico nei fiumi temporanei
D1d5.5	Inquadramento concettuale, contesto normativo e potenziale applicativo del metodo CARAVAGGIO per il rilevamento e la descrizione degli habitat fluviali
D1d5.6	Un approccio basato sul System Dynamic Model per la valutazione del grado di accettabilità delle politiche di tutela degli habitat fluviali
D1d5.7	Idromorfologia locale, habitat e piani di gestione: nuove misure per migliorare la qualità della qualità ecologica in fiumi e laghi sud europei - quadro di insieme dei principali risultati del progetto INHABIT - Fiumi

D1D5.2 - SELEZIONE DI METRICHE BIOLOGICHE ASSOCIATE AI GRADIENTI AMBIENTALI NEI FIUMI TEMPORANEI DELLA SARDEGNA: UNA SFIDA PER LA VALUTAZIONE DELLO STATO ECOLOGICO?

Pace G.¹, Erba S.¹, R. Balestrini¹, Cazzola M.¹, Marziali L.¹, Stefani F.¹, Viganò L.¹, Tenchini^{1,2}, Pagnotta R.¹, Belfiore C.^{1,2} & A. Buffagni¹

¹ CNR-IRSA, Istituto di Ricerca Sulle Acque del Consiglio Nazionale delle Ricerche

² DEB – Università della Tuscia

1. INTRODUZIONE

Valutare correttamente gli effetti provocati dalle pressioni antropiche che agiscono su un ecosistema acquatico è a tutt'oggi considerato un obiettivo prioritario per la comunità scientifica e per i gestori della risorsa idrica. La mancanza di informazioni certe e quantitativamente rilevanti sulle cause di alterazione limita la possibilità di scegliere quale migliore e più efficiente tecnica di ri-qualificazione adottare e quale risposta migliorativa da parte del sistema attendersi (Downes, 2010).

Una delle maggiori difficoltà nel valutare correttamente le relazioni di causa-effetto tra fattori ambientali e risposta biologica è dovuta al fatto che i diversi agenti di pressione antropica (drivers) presenti in un sistema possono interagire tra loro secondo modalità multiple (Palmer & Yan, 2013).

In particolare l'interazione tra diversi drivers può dipendere (i) dalla natura (origine) di ciascun agente di stress e dalla sua intensità (Lafferty & Kuris, 1999; Hoverman & Relyea, 2007); (ii) dal numero e dalla combinazione degli agenti (Crain et al., 2008); (iii) da fattori temporali legati all'occorrenza dello stress (Molinos & Donohue, 2010); (iv) dalle caratteristiche proprie dell'ecosistema impattato (Fitch & Crowe, 2011); (v) dalle

metriche biologiche di risposta esaminate (Christensen et al., 2006).

Inoltre, il quadro interpretativo risulta essere ancora più complesso dal momento che alcuni drivers ambientali (es. idrologia, morfologia) risultano naturalmente influenzati da fattori "naturali" di larga scala, quali ad esempio la geologia, l'orografia e il clima presenti in un dato sistema (Wasson et al., 2002). Secondo la teoria del controllo gerarchico degli idrosistemi, infatti, tali fattori regolano la morfodinamica e i parametri idrochimici a scala del tratto fluviale analizzato e, di conseguenza, l'ecosistema e le biocenosi presenti (Wasson et al., 2006). Per la valutazioni dello stato ecologico risulta pertanto fondamentale saper discernere correttamente i fattori che regolano naturalmente la comunità biologica (e.g. Regime idrico, fluttuazioni di portata, disponibilità e diversificazione di habitat, eterogeneità ambientale) da quelli legati allo stress antropico, al fine di poter pianificare gli interventi di misura e mitigazione. In ambito mediterraneo è stato già ampiamente dimostrato come i fattori legati alla disponibilità di habitat, anche in termini idrologici (i.e. carattere lenticolo-tico) possano avere una notevole influenza sui sistemi in uso per la valutazione dello stato ecologico (CNR-IRSA, 2004; Buffagni et al., 2009; Hughes et al., 2010, INHABIT I3d1.2).

Ricorrere all'utilizzo di sistemi di valutazione tipo specifici (come indicato dalla Direttiva 2000/60/EC) limita in parte il problema di incorrere in errori di valutazione legati alla variabilità naturale. Questo non è però sufficiente, soprattutto in area mediterranea, dove risulta particolarmente importante approfondire gli aspetti che consentono una migliore quantificazione della variabilità naturale.

Fra tutti gli organismi acquatici che possono essere presi in considerazione nel monitoraggio biologico, i macroinvertebrati sono storicamente quelli più utilizzati (Bonada et al., 2006).

In Tabella 1 e 2 vengono riportati in sintesi alcuni dei principali vantaggi e difficoltà nell'utilizzo dei macroinvertebrati nel monitoraggio biologico (Rosenberg & Resh, 1993; Mandaville 2002).

Tabella 1. Principali vantaggi nell'utilizzare i macroinvertebrati come bioindicatori

Vantaggi
Organismi ubiquitari (risposte in distinti tipi di habitat)
Comunità composta da un gran numero di taxa (offre un ampio spettro di risposte ai disturbi)
Lunghi cicli vitali (integrano nel tempo disturbi di tipo intermittente o continui)
Natura sedentaria di molte specie (evidenza analisi spaziale del disturbo)
Campionamenti di facile applicazione
Tassonomia di molti gruppi ben conosciuta (sono disponibili un gran numero di chiavi di riconoscimento)
Risposte note, da parte delle specie più comuni, ai diversi tipi di disturbo

Tabella 2. Principali difficoltà nell'utilizzare i macroinvertebrati come bioindicatori

Difficoltà da considerare
Altri fattori oltre la qualità dell'acqua possono interferire con abbondanza e distribuzione delle specie
Variazioni stagionali possono complicare interpretazione e confronto dei dati
Propensione al movimento in caso di disturbo (drift) (può interferire con il vantaggio nell'essere organismi sedentari)
Possono non essere soggetti ad alcuni disturbi di particolare interesse per la salute umana (es. patogeni umani)

Principale obiettivo del presente contributo è verificare la possibilità di selezionare apposite metriche biologiche, basate sugli invertebrati bentonici, in grado di riflettere diverse forme di impatto e diversi fattori di habitat nei siti fluviali studiati (fiumi Mediterranei presenti

nella regione Sardegna). Le relazioni tra le metriche biologiche così selezionate e i diversi descrittori ambientali sono poi investigati in modo approfondito in INHABIT D1d5.3 (2013).

2. MATERIALI E METODI

2.1 Area di studio

Nel presente contributo sono stati considerati 71 tratti fluviali localizzati nella parte orientale della Sardegna. I dati fanno riferimento alle attività sperimentali condotte nel progetto INHABIT (Tab. 1) e MICARI (Tab. 2) (Cazzola et al., 2012). I tratti considerati includono siti di riferimento e siti degradati, sia in termini di qualità dell'acqua (sebbene siano stati esclusi siti marcatamente inquinati), che in termini di habitat. Per una esaustiva descrizione dell'area di studio si rimanda a Erba et al. (2011).

Per ciascuno dei tratti analizzati sono disponibili dati di invertebrati sia dal mesohabitat di pool che da quello di riffle (è disponibile quindi un totale di 142 campioni). La metodologia di campionamento applicata è riconducibile, alla tecnica "multihabitat proporzionale" (CNR-IRSA, 2007) in linea con i principi della WFD 2000/60/CE e dei relativi recepimenti nazionali (DM 260/2010).

Gli organismi raccolti, sono stati riconosciuti al livello tassonomico di famiglia con l'ausilio di apposite guide (Sansoni, 1988, Campaioli et al., 1994), con l'eccezione di alcuni taxa che sono stati identificati ad un maggior livello di approfondimento (e.g. genere o specie, si veda la Tab. 4).

2.2 Descrittori ambientali utilizzati

Per quanto riguarda la quantificazione delle pressioni antropiche è stato applicato il metodo CARAVAGGIO per la caratterizzazione idromorfologica e di habitat alla scala di 500m. Con l'applicazione del CARAVAGGIO è stato possibile derivare i descrittori HMS, HQA, LUI e LRD. I dettagli relativi a questi descrittori sono rinvenibili in Buffagni et al., 2010. Contestualmente al campionamento biologico

è stato raccolto un campione d'acqua per la caratterizzazione chimico-fisica e per ogni tratto è disponibile un valore di LIMeco (DM 260/2010), oltre alle variabili chimico-fisiche di base.

I descrittori ambientali di sintesi utilizzati per la caratterizzazione abiotica dei siti sono quindi riportati in Tabella 3. Oltre a questi descrittori di sintesi sono state quantificate tutte le variabili che possono determinare differenze tipologiche (e.g. distanza dalla sorgente, ampiezza dell'alveo). Per i dettagli sui protocolli di campo e sul tipo di dati a disposizione si rimanda a Cazzola et al. (2012b) e Demartini et al. (2012).

Tabella 3. Descrittori ambientali utilizzati e relativa scala spaziale investigata

Descr.	Pressione	Scala	
HMS	Alterazione Morfologica	tratto (500m)	fluviale
LUI	Uso del Suolo	tratto (500m)	fluviale
LIMeco	Inquinamento dell'acqua	sito (analisi puntiforme)	(analisi puntiforme)
HQA	Disponibilità e diversificazione di Habitat	tratto (500m)	fluviale
LRD	Carattere Lentico-Lotico (regime di portata)	tratto (500m)	fluviale

Tab. 1 - Elenco tratti fluviali INHABIT considerati nelle analisi.

Cod	Fiume	Stazione	data	C. I. CEDOC Sardegna	Codice ID CEDOC	Tipo RAS
S1	Barrastoni	Barrastoni	5/2011	Riu Barrastoni	0164-CF001000	21EF7Tsa
S2	Liscia	Valle Lago	5/2011	Fiume Liscia (-02)	0164-CF000102	21IN7Tsa
S3	Cialdeniddu	Cialdeniddu	5/2011	n.d.	n.d.	n.d.
S4	Safaa	Ref	5/2011	Riu della Faa	0170-CS0001	n.t.
S5	Sperandeu	Ref	5/2011	Riu Sperandeu	0171-CF000100	21EF7Tsa
S6	Baldu	Monte Culvert	5/2011	Riu di Baldu	0164-CF000800	21EF7Tsa
S7	Baldu	Down Culvert	5/2011	Riu di Baldu	0164-CF000800	21EF7Tsa
S8	Terramala	Valle Ponte	5/2011	Canale Terramala	0177-CF002500	21EF7Tsa
S9	Terramala	Ref	5/2011	Canale Terramala	0177-CF002500	21EF7Tsa
S10	Saserra	Ref	5/2011	Fiume Posada (-01)	0115-CF000101	21EF7Tsa
S11	Posada	Valle Guado	5/2011	Fiume Posada (-02)	0115-CF000102	21EF8Tsa
S12	Lorana	Monte	5/2011	Riu Lorana	0102-CF003700	21IN7Tsa
S13	Posada Affluente	Posada Af	5/2011	Riu s'Astore	0115-CF001400	21EF7Tsa
S14	Rio San Giuseppe	Solago/Sarossa	5/2011	Riu Orvani	0102-CF002600	21IN7Tsa
S15	Lorana	Valle	5/2011	Riu Lorana	0102-CF003700	21IN7Tsa
S16	Cedrino Irgoli Affl.	Irgoli	5/2011	Riu Santa Maria	0102-CF000200	21IN7Tsa
S17	Flumineddu	Gorroppu	5/2011	Riu Flumineddu	0102-CF005500	21SS3Tsa
S18	Corr'e Pruna	Monte	5/2011	Riu Corr'e Pruna	0035-CF000200	21EF7Tsa
S19	Corr'e Pruna	Valle	5/2011	Riu Corr'e Pruna	0035-CF000200	21EF7Tsa
S20	Corr'e Pruna	Ponte	5/2011	Riu Corr'e Pruna	0035-CF000200	21EF7Tsa
S21	Solana	Solana	5/2011	Riu Solanas	0016-CF000100	21EF7Tsa
S22	Picocca	Ref	5/2011	Rio Picocca	0035-CF000102	21IN8Tsa
S23	Foddeddu	Valle	5/2011	Fiume Foddeddu	0073-CF000102	21IN8Tsa
S24	Porceddu	Porceddu	5/2011	Riu di Monte Porceddus	0035-CF000400	21EF7Tsa
S25	Museddu	Museddu	5/2011	Rio Is Arpas	0065-CS0001	n.t.
S26	Canale	Monte Dep.	5/2011	Riu Bau Samuccu	0067-CF000100	21IN7Tsa
S27	E Gurue	E Gurue	5/2011	Riu Pramaera	0074-CF000102	21SS2Tsa
S28	Tirso	Ref	5/2011	Fiume Tirso	0222-CF000101	21SR1Tsa
S29	Barrastoni	Valle Ponte	3/2013	Riu Barrastoni	0164-CF001000	21EF7Tsa
S30	Barrastoni	monte	3/2013	Riu Barrastoni	0164-CF001000	21EF7Tsa
S36	Tricarai	Valle ponte	3/2013	Riu Tricardi	0073-CF002100	21IN7Tsa
S37	Tricarai	Ref	3/2013	Riu Tricardi	0073-CF002100	21IN7Tsa
S39	Monte pecora		3/2013	n.d.	n.d.	n.d.
S44	Campu e spina		3/2013	n.d.	n.d.	n.d.

Tab. 2 - Elenco tratti fluviali MICARI considerati nelle analisi.

Cod	Fiume	Sito	Data campione mese/anno	Corpo Idrico Sardegna	CEDOC	Codice ID CEDOC	Tipo RAS
M1	Girasole	Foce	02/2004	Riu Girasole (-02)		0073-CF001802	21IN7Tsa
M2	Girasole	Foce	06/2004	Riu Girasole (-02)		0073-CF001802	21IN7Tsa
M3	Girasole	Foce	08/2004	Riu Girasole (-02)		0073-CF001802	21IN7Tsa
M4	Mannu	Valle	08/2004	Flumini Mannu (-03)		0001-CF000103	21SS3Tsa
M5	Mannu	Villamar	06/2004	Flumini Mannu (-03)		0001-CF000103	21SS3Tsa
M6	Mirenu	Condotta	02/2004	Riu Girasole (-02)		0073-CF001802	21IN7Tsa
M7	Mirenu	Condotta briglia	08/2004	Riu Girasole (-02)		0073-CF001802	21IN7Tsa
M8	Mirenu	Monte Condotta	06/2004	Riu Girasole (-02)		0073-CF001802	21IN7Tsa
M9	Mulargia	B	02/2004	Riu Arroglasia (¹)		0039-CS0194	n.t. (¹)
M10	Mulargia	B	06/2004	Riu Arroglasia (¹)		0039-CS0194	n.t. (¹)
M11	Mulargia	B	08/2004	Riu Arroglasia (¹)		0039-CS0194	n.t. (¹)
M12	Mulargia	C Intermedio	08/2004	Riu Mulargia (-01)		0039-CF015401	21SS3Tsa
M13	Mulargia	C monte	02/2004	Riu Mulargia (-01)		0039-CF015401	21SS3Tsa
M14	Mulargia	C valle	06/2004	Riu Mulargia (-01)		0039-CF015401	21SS3Tsa
M15	Mulargia	D Foce	02/2004	Riu Mulargia (-01)		0039-CF015401	21SS3Tsa
M16	Mulargia	D Foce valle	08/2004	Riu Mulargia (-01)		0039-CF015401	21SS3Tsa
M17	Mulargia	D Ponte	06/2004	Riu Mulargia (-01)		0039-CF015401	21SS3Tsa
M18	Mulargia	ref	02/2004	Riu Bau Longu (¹)		0039-CS0186	n.t. (¹)
M19	Mulargia	ref	06/2004	Riu Bau Longu (¹)		0039-CS0186	n.t. (¹)
M20	Mulargia	ref	08/2004	Riu Bau Longu (¹)		0039-CS0186	n.t. (¹)
M21	Gorbini	Oleandro ref	02/2004	Riu Girasole (-01)		0073-CF001801	21IN7Tsa
M22	Gorbini	Oleandro ref	06/2004	Riu Girasole (-01)		0073-CF001801	21IN7Tsa
M23	Gorbini	Oleandro ref	08/2004	Riu Girasole (-01)		0073-CF001801	21IN7Tsa
M24	Leni	ref	06/2004	Riu Bidda Scema		0001-CF002800	21EF7Tsa
M25	Pelau	Ponte	08/2004	Fiume Pelau		0066-CF000102	21SS2Tsa
M26	Su Corongiu	Monte	06/2004	Fiume Fodeddu		0073-CF000102	21IN8Tsa
M27	Su Corongiu	Ponte	08/2004	Fiume Fodeddu		0073-CF000102	21IN8Tsa
M28	Su Corongiu	Valle	02/2004	Fiume Fodeddu		0073-CF000102	21IN8Tsa
M29	Su Lerneru	Castagna	08/2004	Riu de su Piricone		0129-CF002200	21EF7Tsa
M30	Su Lerneru	monte Padru	06/2004	Riu de su Piricone		0129-CF002200	21EF7Tsa
M31	Su Lerneru	ref	02/2004	Riu de su Piricone		0129-CF002200	21EF7Tsa
M32	Su Lerneru	ref	08/2004	Riu de su Piricone		0129-CF002200	21EF7Tsa
M33	Su Lerneru	Ref monte	06/2004	Riu de su Piricone		0129-CF002200	21EF7Tsa
M34	Su Lerneru	Valle	02/2004	Riu de su Piricone		0129-CF002200	21EF7Tsa
M35	Santa Lucia	Confluenza	02/2004	Riu Tricardi		0073-CF002100	21IN7Tsa
M36	Santa Lucia	Ponte	08/2004	Riu Tricardi		0073-CF002100	21IN7Tsa
M37	Santa Lucia	Ponte FS	06/2004	Riu Tricardi		0073-CF002100	21IN7Tsa

2.3 Analisi dei dati

Per descrivere il quadro ambientale si è proceduto con un approccio multivariato di tipo indiretto applicato alle taxalist rinvenute nei tratti fluviali investigati, mediante utilizzo della *Principal Component Analysis* (PCA). Tale tecnica è stata scelta dopo aver verificato che la lunghezza del gradiente, fosse inferiore a 3 (Ter

Braak e Prentice, 1988). Le abbondanze di macroinvertebrati sono state trasformate in logaritmo ($\log x+1$) prima di procedere con l'analisi. Una volta eseguita la PCA, l'interpretazione degli assi multivariati è stata condotta osservando l'ordinamento dei siti e dei taxa lungo il gradiente ambientale rappresentato dagli assi stessi, e,

successivamente, analizzando i valori di correlazione (r-Pearson) forniti dall'analisi tra i descrittori ambientali (HMS, LUI, LIMeco, HQA, LRD), una serie di parametri ambientali accessori (Appendice A) e gli assi ottenuti (PCA scores). I risultati di quest'analisi (PCA), non vengono presentati nel dettaglio, poiché confermano in linea generale quanto presente in letteratura e quanto in particolare dettagliatamente descritto in CNR-IRSA (2004). In particolare, i risultati confermano che i descrittori LRD e HQA rappresentano i determinanti primari nello strutturare entrambe le comunità di Riffle e Pool. Questi fattori di habitat (HQA e LRD) sono risultati più correlati agli assi multivariati di quanto non lo siano le variabili singole elencate in Appendice A e sono risultati fattori determinanti anche in presenza di alterazione antropica.

È stato quindi mantenuto l'approccio multivariato per definire come e quali metriche biologiche rispondo ai gradienti ambientali effettuando in questo caso un'analisi diretta RDA (Redundancy analysis), dopo aver verificato con DCA che il gradiente definito dalle metriche biologiche fosse inferiore a 3. Nell'analisi RDA le metriche sono quindi state utilizzate come variabili di risposta e i descrittori ambientali come variabili predittive (e.g. Hering et al., 2006). I predittori utilizzati nelle analisi sono stati: HMS, HQA, LUI e LRD descrittori ambientali che si ricavano dall'applicazione del CARAVAGGIO. In dettaglio, i predittori selezionati rappresentano il gradiente ambientale sia in termini di alterazioni antropiche (i.e. alterazione dell'uso del suolo, alterazioni morfologiche e alterazioni di habitat) che in termini di 'disponibilità' di habitat (LRD, carattere lenticolotico e quindi quantità d'acqua). È stato inoltre considerato il descrittore LIMeco, rappresentativo del degrado nella qualità dell'acqua.

Nell'analisi effettuata, ciascuna metrica, in base alla propria natura (abbondanza, numero di taxa, percentuale, indice o rapporto), è stata

trasformata seguendo le indicazioni presenti in Clarke et al. (2006) e specificate nella Tabella 4.

Inoltre a supporto dell'interpretazione della RDA in Appendice A vengono riportati i valori di correlazione (r-Pearson) tra una serie di parametri ambientali accessori e gli assi ottenuti (RDA scores).

2.4 Calcolo e selezione delle metriche biologiche

Per ciascun sito di campionamento sono state calcolate una serie di metriche biologiche, scelte in funzione delle seguenti motivazioni:

- Conformità con i Criteri richiesti dalla Direttiva 2000/60/EC - WFD (Tolleranza, Ricchezza, Abbondanza, Diversità).
- Livello di determinazione tassonomico richiesto (Famiglia in generale e Unità Operazionali per gli Efemerotteri).
- Capacità di rispondere al disturbo antropico (nota da letteratura).

In tabella 4 vengono riportate tutte le metriche che sono state calcolate, unitamente a un'indicazione di massima del tipo di informazione che danno e della fonte bibliografica di riferimento.

Per limitare la ridondanza nei dati (in caso di forte auto-correlazione), è stato quindi selezionato un subset di metriche, su cui effettuare l'analisi RDA privilegiando i seguenti criteri:

- (i) più alto valore ecologico (conoscenza in letteratura).
- (ii) affinità ai tipi di stress da investigare.
- (iii) facilità di identificazione individui.

In Tabella 4, gli asterischi indicano quali metriche sono state incluse nelle analisi.

Nella scelta delle metriche da includere nelle analisi lo STAR_ICMi, sebbene sia stato

calcolato, è stato escluso, e si è preferito includere tutte le metriche che compongono lo STAR_ICMi, al fine di disporre di informazioni non ridondanti e che potessero essere specificatamente associate a un impatto preciso (non alterazione generica). Le metriche ufficiali italiane di classificazione (Buffagni & Erba, 2007) sono le prime che sono state calcolate e incluse nelle analisi, a prescindere da qualsiasi considerazione perchè appunto sono le metriche utilizzate per formulare i giudizi di qualità biologica (DM 260/2010).

Le altre metriche elencate in tabella 4 sono in linea di massima le metriche che il consorzio AQEM (2002) aveva individuato come metriche sensibili alle alterazioni antropiche. Alcune metriche rappresentano degli adattamenti delle metriche selezionate in AQEM alla realtà sarda.

Sono inoltre state considerate una serie di metriche che nel corso di analisi non pubblicate (letteratura 'grigia') si sono rivelate utili indicatori di fattori ambientali diversi.

Le metriche componenti lo STAR_ICMi sono state calcolate con il software MacrOper.ICM (Buffagni & Belfiore, 2013). Le altre metriche sono state calcolate con il software ASTERICS (<http://www.fliessgewaesser-bewertung.de/en/download/berechnung/>)

Tab. 4 - Lista delle metriche biologiche basate sulla comunità di macroinvertebrati bentonici testate nelle analisi. (*= subset di metriche utilizzate nella RDA. Alcune delle metriche sono state selezionate per evitare ridondanza nei dati, vedi testo per dettagli)

Acronimo	Metrica	Origine metrica	Risposta prevalente	Tipo di metrica e criterio di trasformazione
DIPB_Siph_G*	Abb. Ceratopoginidae, Culicidae e Syrphidae e <i>Siphonurus</i>	Buffagni et al., 2004	Inquinamento	
Amut*	Abb. <i>Baetis muticus</i>	Buffagni et al., dati non pubblicati	Generico	
LEPab*	Abb. Leptophlebiidae	Buffagni et al., dati non pubblicati	Generico	
SEL_T_GS*	Abbondanza Tricotteri (Brachycentridae, Goeridae, Sericostomatidae, Odontoceridae)	AQEM, 2002	Generico	
TAX_DIP	Abb. Ditteri selezionati (Dixidae, Empididae, Stratiomyidae, Dolichopodidae, Athericidae)	AQEM, 2002	Generico	
Sel_EPH_M*	Abb. Efemerotteri selezionati (<i>B. cfr. rhodani, Ecdyonurus, Habrophlebia</i>)	AQEM, 2002	Habitat/Morfologia	
Sel_PLE_G*	Abb. Plecotteri selezionati (Nemouridae, <i>Leuctra</i> , Perlidae)	AQEM, 2002	Generico	
Sel_nonEPT	Abb. Non EPT (Ancylos, Lumbriculidae, Micronecta, Gyrinidae, Limnephilidae, Odontoceridae)	AQEM, 2002	Habitat/Morfologia	
DUGLIM*	Abb. <i>Dugesia sp.</i> e <i>Lymnea sp.</i>	AQEM, 2002	Habitat/Morfologia	Abbondanza Individui (vV)
DIPab*	Abbondanza Ditteri	AQEM, 2002	Habitat/Morfologia	
TRlab*	Abbondanza Tricotteri	AQEM, 2002	Habitat/Morfologia	
IND*	Numero di Individui totale	AQEM, 2002	Generico	
Sel_EPH_GN*	Abb. Efemerotteri (<i>Proclleon, Centroptilum, Ecdyonurus</i>)	AQEM, 2002	Generico	
Sel_TRI_GN*	Abb. Tricotteri (Odontoceridae, Limnephilidae, Polycentropodidae)	AQEM, 2002	Generico	
LEUCAL	Abbondanza <i>Leuctra sp.</i> e <i>Calopteryx sp.</i>	AQEM, 2002	Habitat/Morfologia	
ELM	Abbondanza Elmidae	AQEM, 2002	Habitat/Morfologia	
LUM	Abbondanza Lumbricidae	AQEM, 2002	Habitat/Morfologia	
TUB	Abbondanza Tubificide	AQEM, 2002	Habitat/Morfologia	
Sel_OLICHI_SA*	Abbondanza Naididae, Tubificidae e Chironomidae	Buffagni et al., dati non pubblicati	Habitat/Morfologia	
Sel_TRI_SA	Abbondanza Tricotteri selezionati (Leptocaeridae+Rhyacophilidae+Glossomatidae)	Buffagni et al., dati non pubblicati	Habitat/Morfologia	
HEP_SA	Abbondanza Heptagaenidae (Electrogena)	Buffagni et al., dati non pubblicati	Habitat/Morfologia	
BAE	Abbondanza Baetidae	Buffagni et al., dati non pubblicati	Temporaneità (Habitat e LRD)	
Baetis	Abbondanza <i>Baetis sp.</i>	Buffagni et al., dati non pubblicati	Temporaneità (Habitat e LRD)	
BAE_nonb	Abbondanza Baetidae non Baetis	Buffagni et al., dati non pubblicati	Temporaneità (Habitat e LRD)	
Foss*	Abbondanza Fossori (Tabanidae+Tipulidae+Limonidae+Lumbricidae+Athericidae)	Femminella, 1996	Temporaneità (Habitat e LRD)	

Tab. 4 segue

Tab. 4 - Segue

Acronimo	Metrica	Origine metrica	Risposta prevalente	Tipo di metrica e criterio di trasformazione
N_PLE	Numero di Famiglie di Plecotteri	AQEM 2002	Habitat/Morfologia	Diversità (numero di taxa), (v)
N_TRI	Numero di Famiglie di Tricotteri	AQEM 2002	Habitat/Morfologia	
N_PT	Numero di Famiglie di Plecotteri e Tricotteri	AQEM 2002	Habitat/Morfologia	
OU	Numero di unità operazionali di Efemerotteri	Buffagni, 1997	Habitat/Morfologia	
N_OCH*	Numero di Famiglie di Odonati + Coleotteri + Emittenti Eterotteri	Bonada et al., 2006	Temporaneità (Habitat e LRD)	
N_Fam*	Numero totale di Famiglie	Buffagni et al., 2005; AQEM 2002	Habitat	
N_EPT*	Numero di Famiglie di Efemerotteri+Plecotteri+Tricotteri	Buffagni et al., 2005; AQEM 2002	Habitat	
%ARG	Taxa con preferenza per substrato Argilla	AQEM, 2002	Habitat/Morfologia	Percentuale, arcsine(v(x/100))
FIL	Filtratori attivi [%]	AQEM, 2002	Habitat/Morfologia	
BOR	Scavatori [%]	AQEM, 2002	Habitat/Morfologia	
shred*	Shredders [%]	AQEM, 2002	Trofia	
pred*	Predatori[%]	AQEM, 2002	Trofia	
GrazScre*	Grazer and scrapers [%]	AQEM, 2002	Trofia	
EFE*	Efemerotteri[%]	AQEM, 2002	Habitat/Morfologia	
ASPT*	Average Score Per Taxon	Armitage et al., 1983; AQEM, 2002	Qualità dell'acqua	Indice complesso, nessuna trasformazione (x)
MTS*	Mayfly Total Score	Buffagni, 1997	Generico	
MAS*	Mayfly Average Score	Buffagni, 1997	Habitat/Morfologia	
BMWP	Biological Monitoring Working Party	Armitage et al., 1983; AQEM, 2002	Inquinamento	
LIFE*	Lotic-invertebrate Index for Flow Evaluation	Extence et al., 1999	Temporaneità e idrologia	
Margalef*	Diversità di Margalef	AQEM, 2002	Generico	
RETI	Rhithron Feeding Type Index	AQEM, 2002	Generico	
STAR_ICMi	STAR_ICMi	Buffagni & Erba, 2007	Generico	
GOLD*	1-GOLD	Pinto et al., 2004; Buffagni & Erba, 2007	Habitat/Morfologia	
SHA*	Shannon Index	Buffagni & Erba, 2007	Generico	
EPTD*	log(SeI EPTD+1)	Buffagni & Erba, 2007	Habitat/Morfologia	
EPT_OCH	nEPT/(nEPT+nOCH): Numero di individui di Efemerotteri, Plecotteri, Tricotteri, Odonati, Coleotteri, Eterotteri	Buffagni et al., dati non pubblicati	Temporaneità (Habitat e LRD)	Rapporto (abbondanza individui), (vV)/(vV)
Baetis_BAE*	<i>Baetis</i> /Baetidae	Buffagni et al., dati non pubblicati	Temporaneità (Habitat e LRD)	
BAEnonb_BAE	Baetidae (non <i>Baetis</i>)/ Baetidae	Buffagni et al., dati non pubblicati	Temporaneità (Habitat e LRD)	
Baetis_BAEnon B	Baetis / Baetidae (non <i>Baetis</i>)	Buffagni et al., dati non pubblicati	Temporaneità (Habitat e LRD)	
Foss_Baetis	(1+Fossori)/(1+ <i>Baetis</i>)	Buffagni et al., dati non pubblicati	Temporaneità (Habitat e LRD)	

3. RISULTATI E DISCUSSIONE

In tabella 5 vengono riportati i risultati delle RDA per Pool e Riffle. In entrambe le analisi i descrittori utilizzati per sintetizzare i gradienti ambientali presenti nell'area di studio sono risultati fattori costrittori significativi (ANOVA test $p < 0.01$), in grado di spiegare circa il 25% della varianza totale nelle metriche biologiche selezionate.

Tab. 5 - Risultati della Redundance Analysis (RDA) effettuata sulla matrice delle metriche biologiche.

Part Var	Pool		Riffle	
	Inertia	Proportion	Inertia	Proportion
Total	1.9425	1	1.9116	1
Const.	0.4712	0.2426	0.3924	0.2053
Unconst.	1.4713	0.7574	1.5192	0.7947

Tab. 6 - Risultati della Redundancy Analysis (RDA) in Pool: Coefficienti (Biplot scores) ottenuti per ciascun descrittore ambientale utilizzato nella analisi come fattore costrittore (*constraining variables*). In grassetto i valori di associazione più elevati.

Mesohabitat	Pool			
	RDA 1	RDA 2	RDA 3	RDA 4
Results of RDA	1	2	3	4
Eigenvalue	0.23	0.09	0.08	0.04
Proportion Explained	0.12	0.05	0.04	0.02
P-value	<0.0	<0.0	<0.0	<0.0
constraining variables	1	1	1	1
LRD	0.48	-0.48	-0.71	0.18
HQA	-0.84	0.17	-0.30	-0.42
HMS	0.66	0.63	-0.04	0.40
LUI	0.50	0.31	-0.04	0.47
LIMeco	-0.52	-0.27	-0.10	0.68

Per quanto riguarda il mesohabitat Pool (Tabella 6 e Figura 1) il primo asse, che è anche quello che spiega la maggiore variabilità delle metriche, rappresenta in effetti il gradiente di alterazione antropica, con una limitata possibilità di discriminare i diversi fattori di impatto dal momento che tutti i descrittori che rappresentano le diverse fonti di alterazione, sono associati al primo asse. Il secondo asse invece sembra rappresentare in particolare l'alterazione morfologica espressa dal descrittore HMS. Le metriche quindi che definiscono questo secondo asse possono essere utilizzate per esprimere specificatamente l'alterazione morfologica. Il terzo asse infine è espressione delle caratteristiche idrologiche presenti nell'area di studio, come espresse dall'LRD. In particolare, il descrittore LRD si posiziona in maniera indipendente e ortogonale rispetto agli altri descrittori sul terzo asse di variazione (RDA3). Su questo asse potranno quindi essere selezionate le metriche dedicate ad esprimere e riflettere il carattere lenticolo-tico e pertanto in grado di fornire informazioni utili a investigare la presenza di possibili prelievi idrici presenti nell'area o a fornire indicazioni sulle pratiche di rilascio idrico opportune. Il quarto asse infine sembra essere associato all'inquinamento dell'acqua (LIMeco).

I dati riportati in appendice A supportano la conclusione che tutte le altre variabili disponibili, sono meno indicative nell'esprimere i gradienti osservati rispetto ai descrittori sintetici utilizzati.

Si possono notare almeno due aspetti a riguardo: la maggior parte delle variabili singole analizzate ottengono coefficienti di correlazione con gli assi generalmente inferiori a 0.35; la variabile con maggior correlazione agli assi è risultata N-NO₃ (espressione del carico di nutrienti) con valori di correlazione in ogni caso (pool e riffle) inferiori a quelli ottenuti per il descrittore LIMeco (espressione di sintesi

per la qualità dell'acqua; Tabella 6 e 7, Asse RDA4).

Il fatto che per secondo, terzo e quarto asse la percentuale di varianza spiegata sia bassa è verosimilmente legato al fatto che, tra le metriche biologiche incluse nell'analisi, quelle che potenzialmente esprimono particolari fattori di stress (riscontrate in letteratura) sono poche rispetto alle metriche che invece esprimono la qualità generale.

Di fatto in questo caso abbiamo trascurato l'informazione legata alla % di varianza spiegata, dato che siamo in particolare interessati ad identificare le variazioni spiegate da specifici fattori, a prescindere da quanto essi spieghino.

La figura 1 rappresenta la disposizione nello spazio definito dai primi 3 assi della RDA delle metriche e dei descrittori ambientali. Dalla figura e dai valori di associazione delle singole metriche agli assi (riportati in Appendice B) si possono effettuare una serie di considerazioni sul tipo di metriche che sono risultate più adatte a descrivere il gradiente ambientale analizzato.

Le metriche che si posizionano agli estremi dell'asse 1 e che quindi sono maggiormente associate a tale asse, che rappresenta il gradiente di qualità, sono: Sel OLICHI_SA, DipAb e IND da un lato e dall'altro sel_TRI_GN, ASPT, N_EPT che quindi sono le metriche che meglio riflettono il gradiente di qualità. In particolare Sel OLICHI_SA, DipAb (alla estrema destra del grafico in Figura 1) risultano positivamente correlate con HMS e LUI (RDA1 asse degli impatti) e cioè i loro valori aumentano all'aumentare dello stress (Increase Response). sel_TRI_GN, ASPT, N_EPT risultano positivamente correlate con HQA e LIM e, in maniera opposta alle metriche precedenti, i loro valori diminuiscono all'aumentare dello stress (Decrease Response).

Per quanto concerne le metriche associate all'asse 2, cioè al gradiente morfologico, di HMS: GOLD, LEPab ed EPTD si posizionano all'estremo negativo dell'asse, mentre Sel_OLICHI_SA, Baetis_BAE e DUGLIM all'estremo positivo. Alcune di queste metriche si posizionano anche agli estremi dell'asse 1 e 3 quindi ad indicare che risentono comunque dell'alterazione generale e/o del carattere lenticolo-tico (LRD).

Per quanto riguarda lo specifico del carattere lenticolo-tico (LRD) le metriche che sembrano meglio riflettere questo gradiente sono: nOCH e pred (all'estremo in basso del grafico) che risultano positivamente correlate con l'indice LRD. Per queste metriche il loro valore aumenta con l'aumentare delle caratteristiche lentiche. Baetis/Baetidae, LIFE, SelEPH_M, Grazer/Screpers (all'estremo in alto del grafico) risultano invece negativamente correlate con LRD.

L'ordinamento delle metriche in relazione all'asse 4 non è stato raffigurato nei grafici. Infatti, questo asse rappresenta il gradiente di qualità dell'acqua ed è stato considerato meno importante ricercare metriche specifiche indicatrici della qualità, dal momento che le informazioni presenti in letteratura sulle metriche biologiche in grado di rilevare questo tipo di impatti sono già molto numerose (Zimmerman 1993, Sandin & Hering, 2004; Friberg et al., 2009). Tuttavia in Appendice B si osserva che le metriche che sembrano maggiormente associate alla qualità dell'acqua sono: TRIlab, Sel_TRI_SA e Sel_EPH_GN all'estremo positivo dell'asse e Sel_TRI_GN, LEUCAL e pred all'estremo negativo.

Per quanto riguarda il mesohabitat Riffle (tabella 7, Figura 2), il primo asse è risultato fortemente associato con l'indice HQA (sc=-0.87), seguito da HMS (sc=0.58), LIMeco (sc=-0.58) e LUI (sc=0.52). anche nel caso del riffle quindi il primo asse di variazione è associato

all'alterazione antropica senza che però sia possibile discriminare i diversi impatti. Il secondo asse è risultato esclusivamente associato con l'indice LRD (sc=0.92), mentre il terzo asse è risultato negativamente associato con l'HMS (sc=-0.59).

Anche nel caso del riffle quindi il gradiente di LRD si separa chiaramente dai gradienti definiti dagli altri descrittori ambientali.

Come per la pool la figura 2 rappresenta per il riffle il posizionamento delle metriche biologiche e degli indici ambientali nello spazio definito dai primi tre assi della RDA. I risultati descritti nel seguito sono quindi stati desunti da quanto evidenziato nella figura 2 e dai punteggi ottenuti dalle singole metriche e riportati in Appendice C.

Tab. 7 - Risultati della *Redundancy Analysis* (RDA) in Riffle. In grassetto i valori di associazione più elevati.

Mesohabitat	<i>Riffle</i>			
Results of RDA	RDA 1	RDA 2	RDA 3	RDA 4
Eigenvalue	0.21	0.07	0.05	0.04
Proportion Explained	0.11	0.04	0.03	0.02
P-value	<0.01	<0.01	<0.01	<0.01
constraining variables				
LRD	0.38	0.92	-0.01	0.1
HQA	-0.87	0.02	-0.23	-0.43
HMS	0.58	-0.18	-0.59	0.52
LUI	0.52	-0.04	-0.27	0.51
LIMeco	-0.58	0.24	0.32	0.62

Nel caso del riffle (Figura 2), le metriche maggiormente associate all'asse di alterazione antropica generale sono come per la pool Sel_OLICHI_SA, DIPab e IND (correlate positivamente all'asse) e nEPT, ASPT, correlate negativamente come nel caso della pool. In

riffle, dove nella pool c'era la metrica sel_TRI_GN troviamo invece Sel_PLE_G.

Il secondo asse che come abbiamo visto rappresenta il gradiente lenticoloitico, risulta associato alle metriche Sel_EPH_M, GrazScre, LIFE e Baetis_BAE, TAX_DIP, EPTD, N_OCH in modo analogo a quello che succedeva nella pool, con gli EPTD che sono comunque anche associati al primo asse.

Da notare come rispetto alla pool

Infine il terzo asse, che rappresenta nel caso del riffle l'alterazione morfologica, è di nuovo come nella pool associato alle metriche LEPab, GOLD, EFE e DUGLIM.

Il quarto asse, che non è rappresentato nel grafico, e che ci dovrebbe consentire di individuare, come nella pool, le metriche legate alla qualità dell'acqua è associato a: Sel_EPH_GN, TRlab, Sel_TRI_SA, LEUCAL, EPTD, LEPab con risultati praticamente identici alla pool.

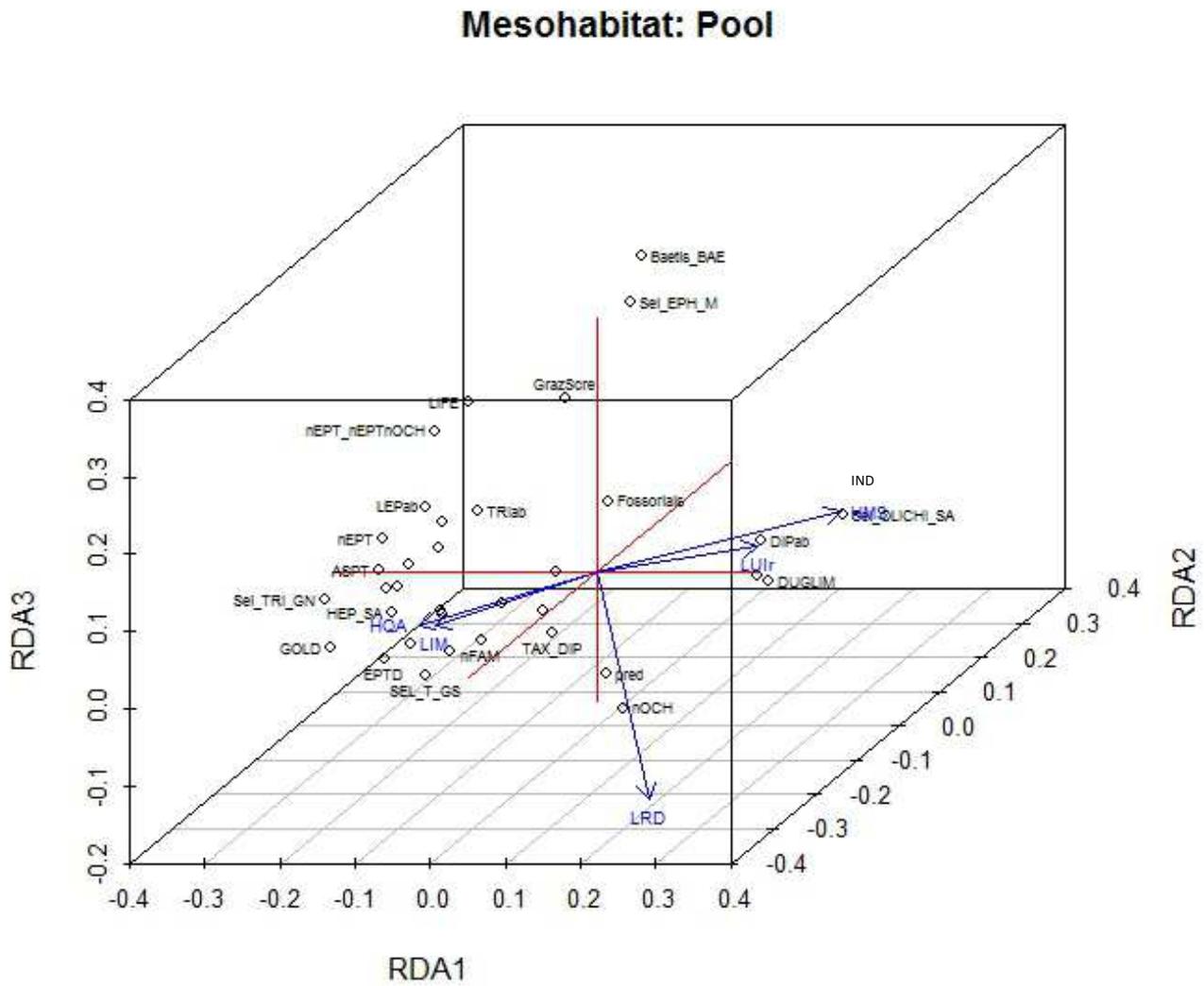


Fig. 1 - Risultato dell'analisi RDA nel mesohabitat di pool per metriche e gradiente ambientale di HMS, HQA, LUI, LIM e LRD. Per gli acronimi delle metriche si rimanda alla tabella 3.

Mesohabitat: Riffle

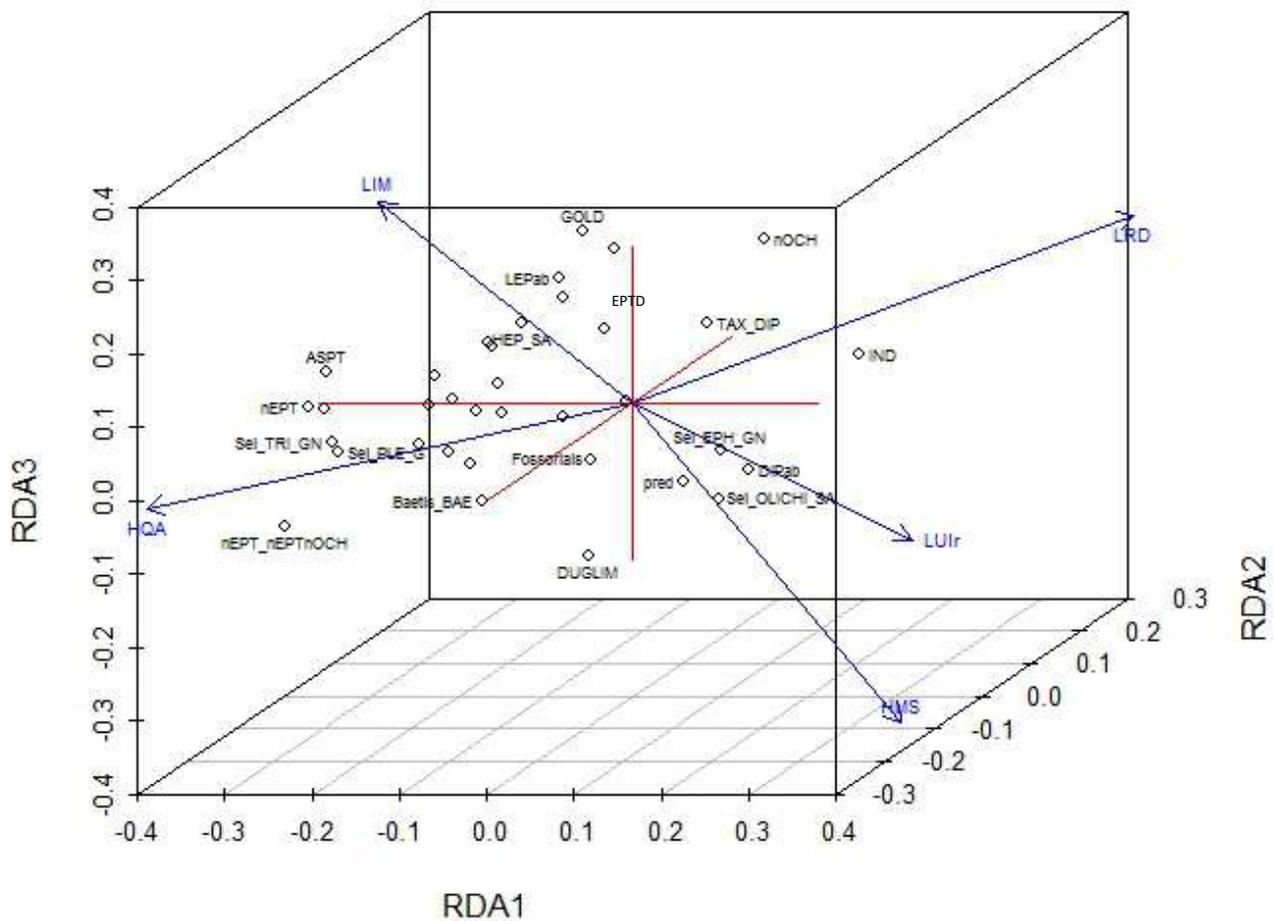


Fig. 2 - Risultato dell'analisi RDA nel mesohabitat di riffle per metriche e gradiente ambientale di HMS, HQA, LUI, LIM e LRD. Per gli acronimi delle metriche si rimanda alla tabella 3.

4 CONCLUSIONI

La prima importante considerazione che si può trarre dalle analisi effettuate è che, in un contesto come quello analizzato, è difficile discriminare i diversi fattori che concorrono a definire il gradiente di qualità ambientale.

Parlando di metriche biologiche il fattore più importante nel determinare la variabilità delle metriche stesse è associabile al gradiente di alterazione antropica, che però non riesce ad essere scomposto nei singoli fattori che determinano l'alterazione antropica. Questo può essere in parte fatto se si esaminano le

quote di variazione del secondo o terzo asse della RDA.

Diversamente da quanto osservato per le analisi condotte sui taxa della comunità bentonica (CNR-IRSA, 2004; Erba et al., 2012); il fattore di variazione di maggior peso non è risultato essere il carattere lenticoloitico (LRD). Questo fattore, che risulta comunque importante nel definire la variabilità delle metriche, ben si differenzia dai descrittori ambientali che esprimono più specificamente l'alterazione antropica. È pertanto possibile selezionare metriche specifiche che rappresentino l'LRD.

Nel dettaglio è stato possibile evidenziare due gruppi di metriche. Un primo gruppo fortemente relazionato al gradiente di impatto ed un secondo gruppo più relazionato al gradiente lenticoloitico.

Il gruppo di metriche che sono relazionate al gradiente di qualità conferma quanto noto da letteratura e si compone delle seguenti metriche: ASPT, N_EPT, EPTD, GOLD (tutte metriche componenti lo STAR_ICMI, formalmente utilizzato per esprimere un giudizio di qualità ai sensi della normativa vigente). A queste si aggiungono Sel OLICHI_SA, DipAb, sel_TRI_GN, e LEPab.

Tra le metriche potenzialmente utili a rilevare problemi legati al livello dell'acqua si evidenziano il numero di Odonati, Coleotteri e Eterotteri (nOCH, positivamente correlate all'LRD), l'indice LIFE e il rapporto *Baetis* su BAETIDAE (Baetis_BAE, negativamente correlato con LRD), con particolare riferimento alla comunità rilevata in Pool.

Il mesohabitat Pool sembra, infatti, potenzialmente più indicato nel separare il gradiente di alterazione generale dal gradiente idrologico connesso all'LRD.

Ringraziamenti

Si ringraziano sentitamente Mariano Pintus, Maria Gabriella Mulas, Martina Coni, Roberto

Coni, Giuliana Erbi, Elisabetta Massidda, Michela Olivari, Simona Spanu (Regione Sardegna) per il supporto fornito nelle attività sperimentale e nella predisposizione dei dati.

BIBLIOGRAFIA

AQEM CONSORTIUM, 2002. Manual for the application of the AQEM system. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. Version 1.0, February 2002.

ARMITAGE, P.D., MOSS, D., WRIGHT, J.F. & M.T. FURSE, 1983. The performance of a new biological water quality scores system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Res.* 17, 333–347.

BONADA N., PRAT N., RESH V.H. STATZNER B., 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: A comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology*, 51:495-523.

BUFFAGNI A. & ERBA S. 2007. *Intercalibrazione e classificazione di qualità ecologica dei fiumi per la 2000/60/EC (WFD): l'indice STAR_ICMI*. In : Buffagni A. & Erba S., 2007. Macroinvertebrati acquatici e Direttiva 2000/60/EC (WFD). *Notiziario dei metodi Analitici, IRSA-CNR*, n 1 2007.

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., BIRK S., CAZZOLA M., FELD C., OFENBÖCK T., MURRAY-BLIGH J., FURSE M. T., CLARKE R., HERING D., SOSZKA H., VAN DE BUND W. 2005. *Towards European Inter-calibration for the Water Framework Directive: Procedures and examples for different river types from the E.C. project STAR*. Quad. Ist. Ric. Acque 123, IRSA, 468 pp.

BUFFAGNI, A., ARMANINI, D. G., ERBA, S., 2009. Does the lentic–lotic character of rivers affect invertebrate metrics used in the assessment of ecological quality? *Journal of Limnology* 68(1), 92–105.

BUFFAGNI A., ERBA S., DEMARTINI D., 2011. Deliverable Pd3. Indicazioni generali e protocolli di campo per l’acquisizione di informazioni idromorfologiche e di habitat. Parte A: FIUMI. Project INHABIT-LIFE08 ENV/IT/000413 145 pp. www.life-inhabit.it

INHABIT I3d1.2, 2013. In: Deliverable I3d1. Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413. www.life-inhabit.it

INHABIT D1d5.3, 2013. In: Deliverable D1d5. Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413. www.life-inhabit.it

CAMPAIOLI S., GHETTI P.F., MINELLI A. & S. RUFFO, 1994. Manuale per il riconoscimento dei Macroinvertebrati delle acque dolci italiane, Provincia Autonoma di Trento.

CAZZOLA M., CASULA R., BOTTINO A., DEMARTINI D., TENCHINI R., CONI M., PINTUS M., BOTTA P., GIORDANO L., NICOLA A., ERBA S. & A:BUFFAGNI, 2012. Deliverable D1d1. 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 – LIFE ENV/IT/000413. 53 pp. www.life-inhabit.it

CHRISTENSEN M.R., GRAHAM M.D., VINEBROOKE R.D., FINDLAY D.L., PATERSON M.J. & M.A. TURNER, 2006. Multiple anthropogenic stressors cause ecological surprises in boreal lakes. *Global Change Biology* 12: 2316–2322.

CLARKE R.T., DAVY-BOWKER J., SANDIN L, FRIBERG N., JOHNSON R. K. & B. BIS, 2006. Estimates and comparisons of the effects of sampling variation using ‘national’ macroinvertebrate sampling protocols on the precision of metrics used to assess ecological status. *Hydrobiologia* 566:477–503.

CNR-IRSA, 2004. Classificazione ecologica e carattere lentic-lotico in fiumi mediterranei. Roma (Italy) Quad.Ist.Ric.Acque 122, Roma (Italy), IRSA 174pp.

CNR-IRSA, 2007. Macroinvertebrati acquatici e Direttiva 2000/60/EC (WFD). Notiziario dei metodi analitici n.1, marzo 2007, 118 pp.

CRAIN C.M., KROEKER K. & B.S. HALPERN, 2008. Interactive and cumulative effects of multiple human stressors in marine systems. *Ecology Letters* 11:1304–1315

ERBA S., DEMARTINI D., BALESTRINI R., CAZZOLA M., TENCHINI R., FIORENZA A., FERRERO T., CASUA R., PINTUS M., & A. BUFFAGNI, 2011. Deliverable I1d1. Rapporto tecnico - Aree di studio, siti e strategie di campionamento, difficoltà complessive e sintesi dei principali risultati. Parte A: FIUMI. Project INHABIT-LIFE08 ENV/IT/000413 166 pp. www.life-inhabit.it

ERBA S., CAZZOLA M., PINTUS M., CASULA R., CONI M., RAVIOLA M., FERRERO T., SESIA E., & A. BUFFAGNI, 2012 . Deliverable I1d4 Variabilità naturale legata a fattori antropici nei siti fluviali studiati. Project INHABIT-LIFE08 ENV/IT/000413 145 pp. www.life-inhabit.it

EXTENCE C.A., BALBI D.M. & CHADD R.P., 1999. River flow indexing using benthic macroinvertebrates a framework for setting hydrobiological objectives. *Regulated Rivers: Research and Management* 15: 543-574.

FEMINELLA J.W., 1996. Comparison of Benthic Macroinvertebrate Assemblages in small streams along a Gradient of Flow Permanence. *Journal of the North American Benthological Society*, 15(4): 651-669

FITCH J.E. & T.P CROWE, 2011. Combined effects of temperature, inorganic nutrients and organic matter on ecosystem processes in intertidal sediments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 400: 257-263.

FRIBERG N., SKRIVER J., LARSEN S.E., PEDERSEN M.L., A.BUFFAGNI, 2009. Stream macroinvertebrate occurrence along gradients in organic pollution and eutrophication. *Freshwater Biology* 55(7): 1405-1419.

HERING D., JOHNSON R.K, KRAMM S., SCHMUTZ S., SZOSZKIEWICZ K., P.F.M.VERDONSCHOT, 2006. Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric-based analysis of organism response to stress. *Freshwater Biology* 51:1757-1785

HOVERMAN J.T. & R.A. RELEYEA, 2007. The rules of engagement: how to defend against combinations of predators. *Oecologia* 154: 551-560.

HUGHES S.J., SANTOS J., FERREIRA T. & A. MENDES, 2010. Evaluating the response of biological assemblages as potential indicators for restoration measures in an intermittent Mediterranean river. *Environmental Management*, 46: 285-301.

INHABIT D1d5.3, 2013. 2013. In: Deliverable D1d5. Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413. www.life-inhabit.it

INHABIT I3d1.2, 2013. 2013. In: Deliverable I3d1. Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413. www.life-inhabit.it

LAFFERTY K.D. & KURIS A.M. 1999. How environmental stress affects the impacts of parasites. *Limnology and Oceanography* 44: 925-931.

MANDAVILLE S.M: 2002. Benthic Macroinvertebrates in Freshwaters-Taxa Tolerance Values, Metrics, and Protocols. First Ed. Project E-1, Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax. viii, Chapters I-XXVII, Appendices A-D. 244p.

MOLINOS J.G. & DONOHUE I. 2010. Interactions among temporal patterns determine the effects of multiple stressors. *Ecological Applications* 20: 1794-1800.

PALMER, M.E., YAN, N.D. 2013. Decadal-scale regional changes in Canadian freshwater zooplankton: the likely consequence of complex interactions among multiple anthropogenic stressors. *Freshwater Biology* 58: 1366-1378

PINTO, P., ROSADO, J., MORAIS, M., & I. ANTUNES, 2004. Assessment methodology for southern siliceous basins in Portugal. *Hydrobiologia* 516, 191-214.

ROSENBERG D.M. & V.H. RESH, 1993. *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. New York: Chapman & Hall. 488 pp.

SANDIN L. & D. HERING, 2004. Comparing macroinvertebrate indices to detect organic pollution across Europe: a contribution to the

EC Water Framework Directive intercalibration.
Hydrobiologia 516:55-68.

SANSONI G., 1988. Atlante per il riconoscimento dei macroinvertebrati dei corsi d'acqua italiani. Provincia autonoma di Trento, Trento, 191 pp.

WASSON J.G., CHANDESRIS A., PELLA H. & L. BLANC, 2002. *Définition des Hydro-écoregions francaises métropolitaines. Approche régionale de la typologie des eaux courantes et éléments pour la définition des poulements de reference d'invertébrés*. Technical Report, Cemagref Lyon BEA/LHQ. 190 p.

WASSON J.W., A. GARCIA BAUTISTA, A. CHANDESRIS, H. PELLA, D. ARMANINI & A. BUFFAGNI 2006. Approccio delle Idro-Ecoregioni europee e tipologia fluviale in Francia per la Direttiva Quadro sulle Acque (EC 2000/60). *Notiziario dei Metodi Analitici IRSA-CNR* 2006 (1): 20-38.

ZIMMERMAN, M. C. 1993. The use of the biotic index as an indication of water quality. Pages 85-98, in *Tested studies for laboratory teaching*, Volume 5 (C.A. Goldman, P.L.Hauta, M.A. O'Donnell, S.E. Andrews, and R. van der Heiden, Editors). *Proceedings of the 5th Workshop/Conference of the Association for Biology Laboratory Education (ABLE)*, 115 pages.

Appendice A. Coefficienti di correlazione (r-Pearson) tra le prime quattro componenti principali estratte dalla RDA e una serie di variabili ambientali. In grassetto le correlazioni superiori a 0.35

Mesohabitat Variabili ambientali	<i>Pool</i>				<i>Riffle</i>			
	RDA1	RDA2	RDA3	RDA4	RDA1	RDA2	RDA3	RDA4
Distanza dalla sorgente	0.18	0.03	-0.06	-0.12	0.18	0.04	-0.10	-0.11
Pendenza <i>thalveg</i>	-0.28	-0.33	0.12	-0.08	-0.26	0.04	0.37	-0.13
Q_ist	-0.04	0.11	0.21	0.07	-0.04	-0.22	0.02	0.10
Solidi sospesi*	0.42	-0.23	-0.20	0.30	0.44	0.31	0.09	0.26
Piovosità media (serie storiche)*	0.44	-0.05	0.10	-0.24	0.46	-0.03	0.01	-0.24
Forma della valle	0.04	-0.04	-0.19	-0.10	0.02	0.15	-0.08	-0.12
Forma dell'alveo	-0.11	-0.17	-0.03	-0.22	-0.07	0.07	0.14	-0.28
Dimensione media substrato	-0.13	-0.08	-0.02	-0.06	-0.15	0.04	0.07	-0.07
Ampiezza canale principale	0.15	0.42	0.00	0.09	0.07	-0.18	-0.42	0.20
Profondità media canale principale	0.02	0.21	0.00	0.22	-0.03	-0.08	-0.18	0.28
Ampiezza alveo	0.16	0.27	-0.07	0.27	0.08	-0.04	-0.30	0.35
Ampiezza canale princ./Amp. alveo tot	-0.15	-0.21	0.20	-0.05	-0.07	-0.07	0.33	-0.10
Ampiezza media della sponda	-0.36	-0.21	-0.13	-0.23	-0.38	0.18	0.13	-0.26
Altezza media del <i>banktop</i>	0.06	0.28	0.03	0.25	0.04	-0.17	-0.20	0.28
Numero canali bagnati	-0.06	-0.04	-0.27	0.00	-0.10	0.26	-0.08	-0.02
Temperatura dell'acqua	0.23	0.20	0.06	0.26	0.23	-0.13	-0.13	0.28
Alcalinità (Alk)	0.47	0.36	0.08	0.46	0.47	-0.20	-0.26	0.50
Vmean_T	-0.37	0.37	0.15	0.05	-0.36	-0.36	-0.18	0.09
pH	0.14	0.10	0.10	-0.44	0.19	-0.17	-0.10	-0.42
O ₂	-0.13	-0.02	0.19	-0.04	-0.12	-0.17	0.12	-0.04
N-NO ₃	0.21	0.17	0.19	-0.66	0.29	-0.30	-0.14	-0.62
N-NH ₄	0.27	0.25	0.10	-0.22	0.30	-0.21	-0.21	-0.18
P-PO ₄	0.23	-0.08	0.10	-0.12	0.28	-0.03	0.07	-0.13
STAR_ICMi	-0.53	-0.03	-0.09	0.00	-0.50	0.16	0.10	-0.04

*Valori disponibili solo nel dataset MICARI

Appendice B. Punteggi assegnati alle singole metriche nel mesohabitat di pool sui primi quattro assi della RDA. Le celle colorate rappresentano per ciascun asse i tre valori più alti e i tre più bassi (sono quindi i valori che associano maggiormente la metrica all'asse).

	RDA1	RDA2	RDA3	RDA4
SEL_T_GS	-0.27	0.08	-0.17	-0.04
DUGLIM	0.05	0.32	-0.16	0.09
nOCH	0.07	-0.07	-0.15	0.02
pred	0.02	-0.01	-0.13	-0.09
LEUCAL	-0.28	0.13	-0.11	-0.10
Amut	-0.20	0.01	-0.11	-0.01
MAR	-0.25	0.01	-0.10	0.01
nFAM	-0.16	0.01	-0.10	0.02
EPTD	-0.23	-0.09	-0.07	-0.05
Sel_EPH_GN	-0.10	0.04	-0.07	0.22
TAX_DIP	-0.02	-0.07	-0.05	0.08
DIPB_Siph_G	-0.13	0.01	-0.04	-0.03
Sel_PLE_G	-0.31	0.11	-0.04	-0.01
IND	0.17	0.07	-0.04	0.05
Sel_TRI_GN	-0.35	-0.02	-0.03	-0.20
ASPT	-0.31	0.04	-0.02	0.01
Sel_OLICHI_SA	0.21	0.20	-0.02	0.00
SHA	-0.27	-0.02	-0.01	-0.01
MAS	-0.16	-0.08	-0.01	0.09
DIPab	0.16	0.11	-0.01	-0.04
Sel_TRI_SA	-0.06	0.00	0.00	0.19
Fossorials	-0.10	0.20	0.00	0.13
nEPT	-0.32	0.07	0.01	-0.03
HEP_SA	-0.18	-0.16	0.02	0.08
shred	-0.26	0.10	0.02	0.08
MTS	-0.22	0.01	0.02	0.07
GOLD	-0.18	-0.31	0.04	0.07
TRlab	-0.19	0.06	0.05	0.14
EFE	-0.12	-0.26	0.09	0.03
LEPab	-0.17	-0.11	0.13	-0.03
nEPT_nEPTnOCH	-0.27	0.10	0.14	-0.03
LIFE	-0.22	0.10	0.18	-0.02
GrazScre	-0.04	-0.01	0.23	0.06
Baetis_BAE	-0.08	0.26	0.29	-0.05
Sel_EPH_M	0.02	0.05	0.33	-0.01

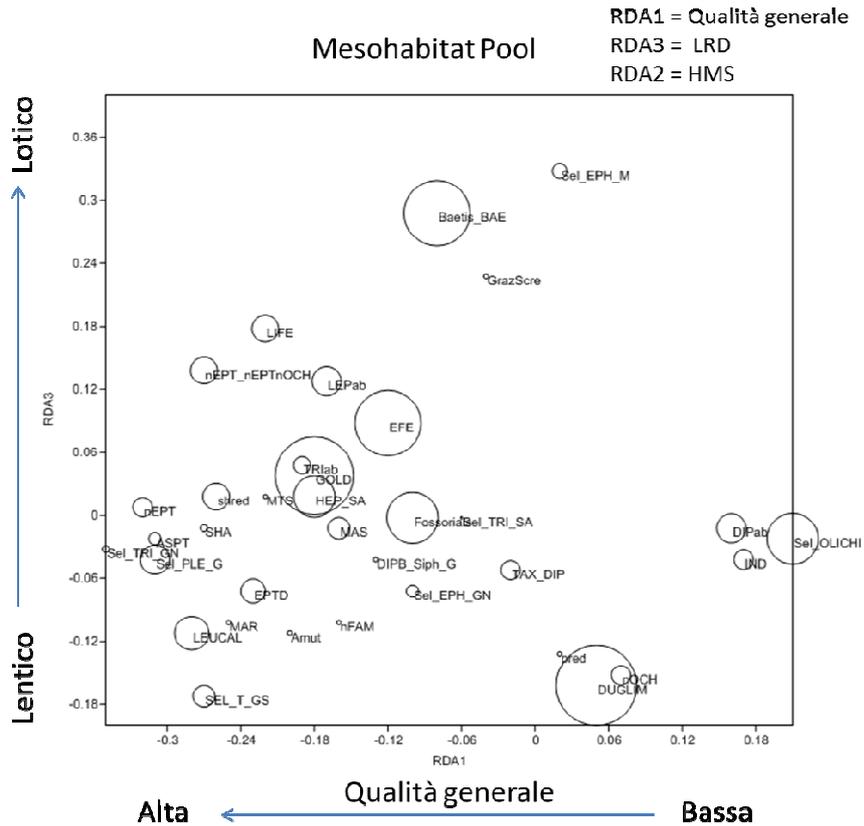


Fig. B1 - Punteggi delle metriche associate all'asse interpretato come qualità generale (RDA1) e all'asse interpretato come variabilità idrologica (RDA3). Per rappresentare il disturbo idromorfologico (RDA2) sono stati disegnati dei cerchi funzione dei punteggi associati all'asse RDA2 (i.e. più grandi sono i cerchi maggiore è l'associazione con il disturbo legato alle alterazioni morfologiche). Per quanto riguarda l'interpretazione degli assi si fa riferimento alla tabella 6 e alla figura 1.

Appendice C. Punteggi assegnati alle singole metriche nel mesohabitat di riffle sui primi quattro assi della RDA. Le celle colorate rappresentano per ciascun asse i tre valori più alti e i tre più bassi (sono quindi i valori che associano maggiormente la metrica all'asse).

	RDA1	RDA2	RDA3	RDA4
DUGLIM	-0.06	0.01	-0.21	0.10
pred	0.01	0.10	-0.15	-0.03
Sel_OLICHI_SA	0.12	-0.04	-0.11	-0.03
Sel_EPH_GN	0.05	0.09	-0.11	0.16
Fossorials	-0.07	0.05	-0.10	0.12
nEPT_nEPTnOCH	-0.31	-0.16	-0.10	0.02
shred	-0.20	0.02	-0.09	0.03
LEUCAL	-0.22	0.02	-0.08	-0.11
SEL_T_GS	-0.26	0.03	-0.07	-0.03
Baetis_BAE	-0.08	-0.16	-0.06	0.04
DIPab	0.17	-0.07	-0.06	-0.02
Sel_PLE_G	-0.31	-0.04	-0.05	-0.05
Amut	-0.21	0.06	-0.04	-0.02
MTS	-0.25	0.04	-0.02	0.02
DIPB_Siph_G	-0.02	0.02	-0.01	-0.04
SHA	-0.22	0.02	-0.01	-0.05
nEPT	-0.36	-0.02	0.00	0.01
MAR	-0.27	0.07	0.00	-0.03
TRlab	-0.17	0.04	0.01	0.17
Sel_TRI_GN	-0.26	-0.15	0.01	-0.06
IND	0.21	0.09	0.03	0.04
nFAM	-0.22	0.10	0.03	-0.02
MAS	-0.22	0.10	0.04	0.00
TAX_DIP	0.00	0.16	0.04	0.02
Sel_TRI_SA	-0.11	0.14	0.04	0.26
ASPT	-0.32	-0.05	0.06	0.00
LIFE	-0.25	-0.18	0.07	0.04
EPTD	-0.17	0.16	0.07	-0.09
GrazScre	-0.04	-0.19	0.07	0.13
HEP_SA	-0.17	0.07	0.08	0.04
Sel_EPH_M	0.09	-0.30	0.11	0.07
nOCH	0.04	0.21	0.13	-0.04
LEPab	-0.05	-0.06	0.20	-0.07
GOLD	-0.10	0.08	0.20	0.08
EFE	-0.02	-0.01	0.21	0.04

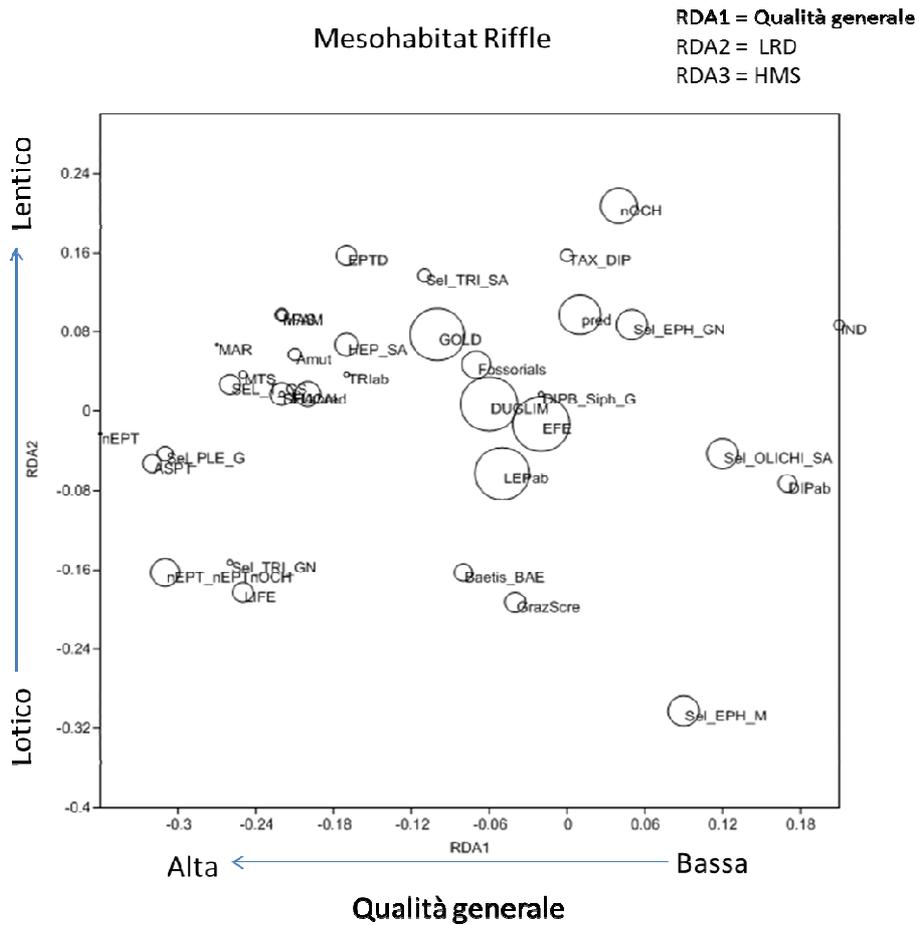


Fig. C1 - - Punteggi delle metriche associate all'asse interpretato come qualità generale (RDA1) e all'asse interpretato come variabilità idrologica (RDA2). Per rappresentare il disturbo idromorfologico (RDA3) sono stati disegnati dei cerchi funzione dei punteggi associati all'asse RDA3 (i.e. più grandi sono i cerchi maggiore è l'associazione con il disturbo legato alle alterazioni morfologiche). Per quanto riguarda l'interpretazione degli assi si fa riferimento alla tabella 7 e alla figura 2.

D1D5.3 - RELAZIONI PRESSIONE-RISPOSTA BIOLOGICA NEI FIUMI DELLA SARDEGNA

Buffagni A., Erba S., Cazzola M, Terranova L.,
Tenchini R. & G. Pace

*CNR-IRSA, Istituto di Ricerca Sulle Acque del Consiglio Nazionale
delle Ricerche*

1. INTRODUZIONE

L'utilizzo di organismi acquatici per valutare la qualità delle acque è un approccio ormai consolidato da più di un secolo (Kolkwitz & Marsson 1909) e vede tra i suoi principali vantaggi la possibilità di fornire un "quadro in movimento" delle condizioni passate e presenti della stazione analizzata e dunque una misura della salute dell'ecosistema spaziale e temporale. In generale, le azioni gestionali sono relativamente meglio conosciute e implementate se si parla di inquinamento dell'acqua. Altro conto è considerare gli effetti legati alle alterazioni di habitat, ad oggi ancora poco investigati e sulle quali il progetto INHABIT (INHABIT-LIFE08 ENV/IT/000413 www.life-inhabit.it) ha concentrato la propria attenzione. Inoltre, una delle principali problematiche legate al monitoraggio biologico (e.g. INHABIT D1d5.2, 2013) risiede nella complessità delle relazioni tra indicatori biologici utilizzati (e.g. macroinvertebrati), pressioni antropiche esistenti (e.g. alterazioni morfologiche, qualità dell'acqua) e fattori di habitat (e.g. carattere lenticolo-lotico). Diverse pressioni antropiche possono tipicamente coesistere (presenza di alterazioni multiple) e interagire con i fattori di habitat ed infine avere effetti su più di una variabile ambientale (Friberg 2010, Ormerod et al 2010, Larsen & Ormerod 2013). Di conseguenza gli indicatori biologici esaminati possono rispondere sinergicamente attraverso meccanismi a tutt'oggi ancora poco noti (Larsen & Ormerod 2013).

Capire e poter interpretare la natura degli effetti, in presenza di fattori multipli, sulle biocenosi risulta pertanto un fattore chiave per una corretta gestione delle risorse idriche, con particolare riferimento sia alle valutazioni dello stato ecologico che ai programmi di misura da intraprendere per il risanamento ambientale.

In presenza di pressioni multiple è molto spesso difficile definire le relazioni causali tra le alterazioni specifiche e le risposte delle comunità biologiche. Alcuni dei più comuni metodi statistici utilizzati per il biomonitoraggio (come ad esempio la regressione semplice), infatti, permettono la verifica di ipotesi relative alla tendenza centrale dei dati, valutando la relazione media tra una metrica biologica e una variabile ambientale. Ciò è ulteriormente critico per modelli di regressione con varianza eterogenea, molto frequenti in ecologia, nei quali si assume la presenza di una risposta non uniforme lungo la distribuzione di probabilità. In questo caso infatti focalizzando l'attenzione esclusivamente sui valori medi della distribuzione si corre il rischio di occorrere in sottostime e/o sovrastime nei modelli (Cade & Noon, 2003; Lancaster & Belyea, 2006; Downes, 2010). Inoltre, in presenza di alterazioni multiple, la distribuzione dei valori delle metriche biologiche lungo gradienti specifici di alterazione assume molto spesso l'aspetto di "nuvole" di dati apparentemente caotici. Il "rumore di fondo" introdotto dalla presenza simultanea dei diversi agenti di stress può compromettere la validità di tali modelli, fino a renderli non attendibili (Canobbio et al., 2012).

L'uso della regressione quantile (Koenker & Basset, 1978), tuttavia, permette di valutare le singole alterazioni come fattori limitanti allo sviluppo delle comunità biologiche, individuando così le relazioni causali tra essi. In sintesi tra le principali caratteristiche della regressione quantile si ricorda che:

- È insensibile ai valori anomali, purché rimangano al di sopra o al di sotto di un (n) quantile stimato.
- Non richiede nessuna assunzione circa la distribuzione dei residui.
- Permette di valutare singole alterazioni come fattori limitanti allo sviluppo delle comunità biologiche, individuando così la relazione causale tra esse.
- consente di valutare l'influenza delle determinanti sui diversi quantili della distribuzione condizionata della variabile di outcome.

Il principale obiettivo di questo contributo è quello di quantificare le relazioni e le modalità di risposta esistenti tra una un ampio set di metriche biologiche (comunemente utilizzate per il biomonitoraggio mediante analisi della comunità macrobentonica) e una serie di pressioni antropiche e fattori di habitat (e.g. diversificazione dell'habitat, carattere lenticolotico, alterazione morfologica), mediante l'utilizzo della regressione quantile in un gruppo di tratti fluviali tipicamente mediterranei e in presenza di gradienti di stress ambientali.

A tal fine sono state sviluppate una serie di schede tecniche per ciascuna metrica biologica analizzata (riportate in Appendice) utili a fornire, non solo agli operatori tecnici del settore ma anche a chi pianifichi la gestione del territorio, elementi per capire quale metrica utilizzare a seconda dell'impatto presente o del problema individuato e verificare la sensibilità delle metriche biologiche ai diversi fattori di pressione antropica, entrambi temi centrali nell'ambito del progetto INHABIT.

2. MATERIALI E METODI

2.1 Area di studio e dati disponibili

Il presente contributo considera i dati di invertebrati bentonici e gli indici sintetici derivati dall'applicazione del metodo CARAVAGGIO (Buffagni et al., 2013), raccolti in

fiumi localizzati nella parte orientale della Sardegna. La disponibilità delle principali variabili chimico-fisiche nei tratti fluviali investigati ha inoltre consentito di calcolare il LIMeco per una quantificazione dell'alterazione legata alla qualità dell'acqua. Per la descrizione dell'area di studio, i parametri ambientali utilizzati, i dettagli tecnici sul campionamento e l'identificazione degli organismi si rimanda a INHABIT D1d5.2, 2013 e ancor più in dettaglio a Erba et al., 2011.

Sulla base delle taxa list di invertebrati, si è proceduto al calcolo di una serie di metriche biologiche utilizzando i software MacrOper.icm (Buffagni & Belfiore, 2013) e ASTERICS (<http://www.fliessgewaesser-bewertung.de/en/download/berechnung/>).

Nelle analisi sono state considerate tutte le metriche componenti lo STAR_ICMi (indice ufficiale di classificazione secondo il DM 260/2010) e lo STAR_ICMi stesso. Inoltre, sulla base dei risultati ottenuti dalla *Redundancy analysis* (RDA) riportati in INHABIT D1d5.2, 2013 sono state selezionate una serie di metriche biologiche aggiuntive. In particolare, non tutte le metriche che nella RDA si sono dimostrate utili ad indicare uno specifico impatto sono state considerate in questo contributo, ma ci si è concentrati sulle metriche la cui applicabilità e robustezza sembra più significativa per la Sardegna. L'elenco di tutte le metriche biologiche considerate nel presente contributo è riportato in Tabella 1. In Tabella si riporta un'indicazione di massima dell'informazione alla base del calcolo della metrica e un riferimento bibliografico dove esse sono descritte. Per ogni metrica è stata esaminata la risposta a diversi descrittori di pressione antropica e di habitat (**LIMeco** = qualità dell'acqua; **HMS** = alterazione morfologica (presenza di strutture artificiali); **LUI** = alterazione del *land use*; **HQA** = diversificazione e qualità dell'Habitat; **LRD** = carattere lenticolotico).

Tab. 1 - Metriche selezionate per lo sviluppo di modelli pressione-risposta

Metrica	Info/Modalità di calcolo	Taxa inclusi nella metrica
ASPT	Tolleranza / Armitage et al., 1983	Intera comunità
N_Fam	Numero Famiglie	Intera comunità
N_EPT_Fam	Numero Famiglie	Efemerotteri, Tricotteri, Plecotteri
log(SelePTD+1)	Abbondanza / Buffagni & Erba, 2007	Efemerotteri, Tricotteri, Plecotteri e Ditteri
Diversità di Shannon	Diversità	Intera comunità
1-GOLD	Abbondanza / Buffagni & Erba, 2007	Oligocheti, Gasteropodi e Ditteri
STAR_ICMi	Multimetrico / Buffagni & Erba, 2007	Intera comunità
nOCH	Numero taxa / Bonada et al., 2007	Odonati, Coleotteri, Eterotteri
Baetis_BAE	Rapporto <i>Baetis</i> /Baetidae	Baetidae (Efemerotteri)
LIFE	Preferenza / Extence et al., 1999	Intera comunità
Shredders	Ruolo trofico (ASTERICS software, http://www.fliessgewaesser-bewertung.de/en/download/berechnung/)	
LepAb	Abbondanza	Leptophlebidae (Efemerotteri)
MTS	Indice / Buffagni, 1997	Efemerotteri (Unità Operazionali)
Sel_OLICHI_SA	Abbondanza	Naididae, Tubificidae e Chironomidae
DIPab	Abbondanza	Diptera
DIPB_Siph_G	Abbondanza	Ceratopoginidae, Culicidae e Syrphidae

2.2 Analisi dei dati

I modelli che utilizzano la regressione quantile sono stati recentemente proposti da alcuni autori (Cade et al., 2005) per indagare la relazione specie/habitat, grazie alla stretta connessione con il concetto di fattore limitante (Cade et al., 1999).

In Tabella 2 vengono presentate due ipotesi alternative (H1 e H2) in grado di descrivere la relazione tra l'abbondanza di un determinato organismo e una variabile ambientale (predittore). Nella tabella viene fornita la comparazione dei risultati ottenuti con regressione lineare (OLS) e regressione quantile (RQ) per ciascuna ipotesi di modello. Per H1 (Central Response) sia la OLS che la RQ forniscono egualmente una buona descrizione

dei dati. Per H2 (Limiting Response) l'utilizzo di RQ è incentivato per una migliore descrizione dei dati. Per una descrizione completa si rimanda al testo di Lancaster & Beleya (2006).

Tab. 2 - Confronto modelli di regressione lineare (OLS) e quantile (RQ)

Modello	Ipotesi	OLS	RQ
CR	H1:	Alta	limiti
	densità degli organismi risponde primariam ente alla variabile ambientale	proporzion e della varianza spiegata dalla variabile (predittore) elevato R ²	superiori ed inferiori forniscono stime simili di densità + simili pendenze (shape, slope) +

Modello	Ipotesi	OLS	RQ
LR	H2: la Poca densità degli organismi è limitata da alcuni fattori (non misurati) insieme alla variabile ambientale	la Poca varianza spiegata, basso R ² , sottostima delle densità	ANOVA test tra quantili indica coefficienti simili limiti superiori e inferiori forniscono stime marcatamente differenti + ANOVA test indica significatività e differenze nei coefficienti

Seguendo quanto indicato nello studio di Mims & Olden (2012), la regressione quantile è in grado di fornire stime multiple (*slopes*) su ogni singolo punto della distribuzione della variabile dipendente contrariamente a quanto avviene per le normali tecniche di regressione (OLS) le quali, focalizzandosi esclusivamente sulla stima di variazioni rispetto ad una risposta media (uniforme), possono portare a sottostime/sovrastime o a fallimenti nel rilevare un cambiamento rispetto a distribuzioni eterogenee.

Secondo i risultati ottenuti mediante utilizzo della regressione quantile, Mims & Olden categorizzano le relazioni tra alcune metriche idrologiche e alcune caratteristiche di ciclo vitale (comunità ittica) distinguendole in associazioni:

- Forti (*strong*)
- Deboli (*weak*)
- Limitanti (*limiting*)

Una Forte associazione, nella quale risultano significativi gran parte dei quantili, indica che il parametro investigato può rappresentare un predittore importante.

Una Debole associazione, nella quale solo pochi quantili risultano significativi, indica che il parametro indagato può rappresentare un importante driver, almeno in una parte della distribuzione, ma anche che altri fattori (biotici e abiotici) giocano un ruolo importante.

Una relazione di tipo Limitante, nella quale solo i quantili più estremi (lower and upper) risultano significativi indica che un determinato parametro può agire da “ceilings” e/o “floors” (Konrad et al., 2008).

È importante precisare che la scelta dei quantili attendibili è limitata dal numero dei campioni (n) analizzati. Nel nostro studio sono state utilizzate le indicazioni proposte da Rogers (1992) e adottate in Mims & Olden (2012) secondo le quali $n > 5/q$ e $n > 5/(1-q)$, dove q rappresenta il quantile scelto (Tabella 2). Avendo a disposizione un dataset di 77 siti sono state effettuate, pertanto, stime comprese tra i quantili 0.1 e 0.9, tralasciando i quantili più estremi (<0.1 e >0.9).

Per le analisi ci si è serviti del software free R (The R Project for Statistical Computing; R Development Core Team) scaricabile on line presso: <http://www.r-project.org/>

Per una trattazione completa e integrata con i comandi necessari allo sviluppo di questi modelli (libreria *quantreg* per R), si rimanda al testo di Koenker (2005).

3. RISULTATI E DISCUSSIONE

I risultati ottenuti dalla regressione quantile sono riportati in sintesi nelle tabelle 4 e 5, per le analisi effettuate nel mesohabitat Pool, mentre, nelle tabelle 6 e 7, per quelle effettuate nel Riffle. Per ciascun descrittore di pressione o di habitat vengono elencate le risposte ottenute per ciascuna delle metriche analizzate.

Inoltre, in Appendice A vengono riportate le schede tecniche ottenute per ciascuna metrica biologica. In particolare ciascuna scheda contiene una parte grafica (riportata come esempio in Figura 1) ed una descrittiva (riportata come esempio in Tabella 3).

Gli andamenti delle relazioni tra ciascun descrittore ambientale e ciascuna metrica selezionata sono riportati in grafico per i quantili 0.1-0.4 (*lower distribution*), 0.4-0.7 (*central distribution*) e 0.7-0.9 (*upper distribution*). Per la parte bassa e centrale della distribuzione (*lower and central distribution*) sono stati testati 6 quantili, per la parte alta della distribuzione (*upper distribution*) sono stati testati 5 quantili. Ad ogni parte della distribuzione dei dati è stato assegnato un colore in funzione del numero dei quantili testati e risultati significativi in un dato *range* della distribuzione. Adattando quanto indicato nello studio di Mims & Olden (2012) ciascun colore assegnato è interpretabile come

indicatore della forza della relazione esistente tra una particolare metrica e il descrittore investigato. Al colore blu scuro corrisponde una forte associazione ove almeno 4/5 (nel caso della *upper distribution*) e 5/6 quantili testati sono risultati significativi. Al colore azzurro chiaro corrisponde una associazione moderatamente forte (4/6 quantili significativi). Al colore giallo corrisponde una debole associazione (>2/6 quantili significativi e < 4/6). Al colore bianco corrisponde una relazione non significativa.

In questo modo è possibile valutare rapidamente:

- quale pressione risulta maggiormente relazionata con la metrica biologica (intensità della relazione);
- in quale parte della distribuzione (L=*lower*, C=*Central*, U=*Upper*, W= intero range) il parametro indagato può rappresentare un importante driver.

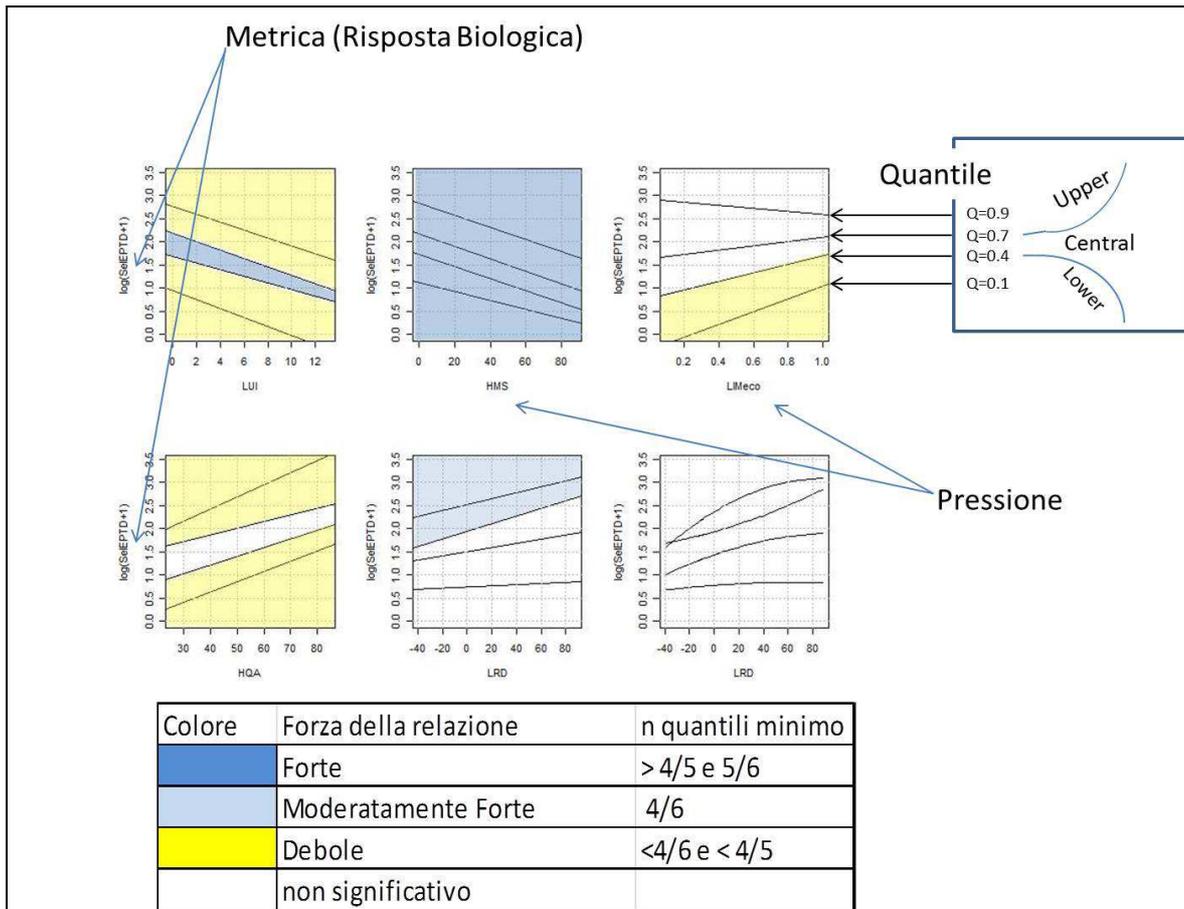


Fig. 1 - Schema esplicativo dei modelli Pressione-Risposta riportati in appendice.

Tab. 3 - Tavola descrittiva per ciascun modello pressione-risposta.

Predictor	lower (6)	central (6)	upper (5)	Total	R	Intensità	Sign
LUI	2	6	2	10	W	Strong	(-)
HMS	5	6	4	15	W	Strong	(-)
LIMeco	3	0	0	3	L	Weak	(+)
HQA	3	1	2	6	LU	Weak	(+)
LRD	0	0	4	4	U	Strong	(+)
LRD1	0	0	2	2	U	Weak	(+)
LRD2	0	0	0	0	ns	ns	ns

Inoltre in ciascuna scheda tecnica è riportata una tavola descrittiva simile a quella riportata in tabella 3, dove vengono indicati:

- il numero di quantili risultati significativi per ciascuna parte della distribuzione
- il tipo di risposta (TR) e cioè in quale range la relazione è più forte (W=intero range, L= lower range, C= central range, U= upper range).

- l'intensità della relazione secondo la scala cromatica utilizzata nei grafici.
- il segno della risposta (+= crescente, -= decrescente, ns= non significativo)

Come si può notare sia in Figura 1 che in tabella 3 è bene precisare che per il descrittore LRD sono stati sviluppati e comparati sempre due

modelli: uno di tipo lineare ed uno di tipo polinomiale. Questa decisione è stata volutamente presa in quanto si ipotizza per alcune metriche una risposta di tipo hump-shaped o “a campana” (Mc Cauley et al., 2009). È infatti noto e prevedibile che i maggiori effetti dell’LRD si vedano sugli estremi lotici (valori molto negativi) o sugli estremi lenticici (valori molto positivi).

3.1 Relazioni “Pressione-Risposta” per il mesohabitat di Pool

Per quanto riguarda i risultati ottenuti in Pool (Tabb. 4-5) si evidenziano le seguenti peculiarità:

Le metriche **ASPT**, **N_EPT_Fam**, **STAR_ICMi** si distinguono dalle altre come metriche di tipo “**generico**” in quanto risultano fortemente correlate a tutti i fattori considerati. In particolare si ricorda che l’indice multimetrico **STAR_ICMi** è un indice di sintesi ed è pertanto in grado di sintetizzare le informazioni provenienti da più metriche biologiche per sua stessa natura, evidenziando così una risposta generica agli stress.

Le metriche **Diversità di Shannon**, **LEPab** e **DIPab**, risultano essere fortemente influenzate sia da HMS che da altri fattori. Queste metriche pertanto sono indicative non solo di alterazioni legate **all’habitat**, ma anche **all’uso del territorio** e **all’inquinamento**.

La metrica **1-GOLD** si distingue per essere una metrica specifica per **alterazioni morfologiche** (HMS). È bene notare che la metrica 1-GOLD risulta fortemente influenzata nella parte bassa della distribuzione anche dall’indicatore LRD presentando una risposta a “campana” indicando una diminuzione dovuta agli estremi sia lenticici che lotici. Per quanto riguarda l’indicatore di pressione HMS si evidenziano forti relazioni anche per le metriche **log(SelePTD)** e **DIPB_Siph_G** che sono però anche

relazionata a variazioni nella diversificazione di habitat (HQA).

La metrica **% shredders** è una metrica basata sui ruoli trofici della comunità di macroinvertebrati. In particolare considera la frazione dei taxa che consumano materiale grossolanamente particolato (CPOM). La metrica è quindi relazionata alla presenza di strutture di ritenzione come alberi e rami caduti in alveo e alla presenza di foglie in decomposizione. Tali strutture vengono considerate dall’indice HQA, con cui la metrica presenta una forte associazione, e pertanto può essere utilizzata come metrica indicatrice della **diversificazione in habitat** anche se risulta essere fortemente correlata al LIMeco indicatore di **inquinamento**. Anche la metrica **nFAM**, presentando una forte relazione con HQA, può essere considerata come specifica, per il mesohabitat di pool, **per identificare alterazioni di habitat**, anche se bisogna tenere conto che questa metrica è influenzata dal carattere lenticico-lotico (LRD).

Le metriche **Sel_OLICHI_SA** e **MTS** sembrano essere esclusivamente legate **all’inquinamento** espresso dall’indice LIMeco. In particolare, la metrica **Sel_OLICHI_SA** aumenta i propri valori all’aumentare dell’impatto.

Le metriche **nOCH**, **Baetis/BAETIDAE** si distinguono per essere metriche specifiche per lo **stress idraulico (LRD)**. In particolare la metrica nOCH presenta un andamento positivo di tipo lineare che evidenzia un aumento delle abbondanze di Odonati, Coleotteri e Eterotteri (taxa notoriamente con spiccate preferenze per le acque lentiche e stagnanti) al crescere dei valori di LRD. Viceversa, la metrica **Baetis/BAETIDAE** presenta un andamento negativo di tipo lineare che evidenzia un aumento della frazione del genere *Baetis* (per lo più taxa reofili) sul totale dei BAETIDAE rilevati nel campione per valori negativi (acque lotiche e fortemente lotiche) di LRD.

Entrambe le metriche si prestano pertanto come metriche di “sorveglianza” per rivelare problemi legati alla natura intermittente in gran parte dei fiumi di tipo mediterraneo e in particolare per rilevare possibili problemi legati ai prelievi.

Da notare che anche l'indice **LIFE** presenta forti relazioni, come atteso, con l'indicatore LRD, ma essendo basato sull'intera comunità di macroinvertebrati presenta forti relazioni anche con HMS e HQA. Si ricorda che l'indice LIFE (Lotic-invertebrate Index for Flow Evaluation) è stato messo appunto proprio per evidenziare le relazioni tra i taxa bentonici e le distinte categorie di flusso (Extence et al., 1999).

3.2 Relazioni “Pressione-Risposta” per il mesohabitat di Riffle

Per quanto riguarda le analisi effettuate nel Riffle (Tabb. 6-7) si evidenzia che i risultati sono in linea generale simili a quelli ottenuti per la pool, con alcune metriche però che presentano sensibilità specifica differente rispetto alla pool come specificato nel seguito.

Le metriche **ASPT**, **N_EPT_Fam**, **STAR_ICMi** si confermano anche nel riffle come metriche di tipo “**generico**” in quanto risultano fortemente correlate a tutti i fattori considerati. In particolare l'indice multimetrico **STAR_ICMi** a differenza di quanto riscontrato in pool presenta una debole relazione con l'indicatore LRD.

Anche la metrica **NFam** presenta un comportamento generico nel riffle evidenziando forti relazioni con tutti i descrittori di pressione ad eccezione di una debole relazione con l'indicatore LUI.

La metrica **1-GOLD** si distingue per essere una metrica specifica per **alterazioni morfologiche** (HMS), ma a differenza di quanto evidenziato in pool presenta forti relazioni anche con **l'inquinamento** (LIMeco).

L'indice **MTS**, basato sulle Unità Operazionali di Efemerotteri, presenta una forte associazione per i descrittori **HMS e HQA**. Questa metrica sembra avere un comportamento differenziato tra pool e riffle, e a differenza di della pool nel caso del riffle la metrica risponde anche ad indicatori di habitat e non all'inquinamento (LIMeco).

La metrica **% shredders**, presenta forti relazioni con l'indice **HQA** e il descrittore **LIMeco**. In maniera analoga a quanto osservato in pool tale metrica è relazionata sia al livello trofico delle acque che alla disponibilità di habitat (eg. presenza di strutture di ritenzione in alveo, presenza di foglie in decomposizione)

Le metriche **nOCH**, **Baetis/BAETIDAE** si confermano come metriche specifiche per lo **stress idraulico (LRD)**.

Tab. 4 -Sintesi dei modelli Pressione/Risposta per i descrittori pressione antropica (HMS, LIMeco, LUI) in Pool. In grigio le metriche che presentano forti relazioni.

Descrittore	Metriche code	Intensità	Segno	TR
LIMeco	ASPT	Strong in C	(+)	CL
	N_Fam	ns	ns	ns
	N_EPT_Fam	Strong in C	(+)	CL
	log(SeIEPTD+1)	ns	ns	ns
	Diversità di Shannon	Strong	(+)	CL
	1-GOLD	Weak	(+)	CL
	STAR_ICMi	Strong	(+)	C
	nOCH	ns	ns	ns
	Baetis_BAE	Strong	(-)	C
	LIFE	ns	ns	ns
	Shredders	Strong	(+)	CL
	LepAb	Weak	(+)	C
	MTS	Strong	(+)	C
	Sel_OLICHI_SA	Strong in C	(-)	WR
	DIPab	Strong	(-)	CU
HMS	DIPB_Siph_G	ns	ns	ns
	ASPT	Strong	(-)	CU
	N_Fam	ns	ns	ns
	N_EPT_Fam	Strong	(-)	WR
	log(SeIEPTD+1)	Strong	(-)	WR
	Diversità di Shannon	Strong	(-)	L
	1-GOLD	Strong	(-)	CL
	STAR_ICMi	Strong in CU	(-)	WR
	nOCH	ns	ns	ns
	Baetis_BAE	ns	ns	ns
	LIFE	Strong in C	(-)	CU
	Shredders	ns	ns	ns
	LepAb	Strong in C	(-)	CU
	MTS	ns	Ns	ns
	Sel_OLICHI_SA	Weak	(+)	U
DIPab	Strong	(+)	U	
LUI	DIPB_Siph_G	Strong in CL	Ns	ns
	ASPT	Strong in C	(-)	WR
	N_Fam	ns	Ns	ns
	N_EPT_Fam	Strong	(-)	C
	log(SeIEPTD+1)	Strong in L	(-)	WR
	Diversità di Shannon	Weak	(-)	CL
	1-GOLD	Weak	(-)	L
	STAR_ICMi	Strong in C	(-)	CU
	nOCH	ns	Ns	ns
	Baetis_BAE	ns	ns	ns
	LIFE	ns	ns	ns
	Shredders	ns	ns	ns
	LepAb	Strong in C	(-)	CU
	MTS	ns	ns	ns
	Sel_OLICHI_SA	Weak	(+)	U
DIPab	Ns	Ns	ns	
DIPB_Siph_G	ns	(+)	CU	

Tab. 5 -Sintesi dei modelli Pressione/Risposta per i descrittori di habitat e carattere lentico lotico (HQA,LRD) in Pool. In grigio le metriche che presentano forti relazioni.

Descrittore	Metriche code	Intensità	Segno	TR
HQA	ASPT	Strong	(+)	WR
	N_Fam	Strong in L	(+)	CL
	N_EPT_Fam	Strong	(+)	WR
	log(SelePTD+1)	Strong	(+)	WR
	Diversità di Shannon	Strong	(+)	CL
	1-GOLD	Weak	(+)	U
	STAR_ICMi	Strong	(+)	WR
	nOCH	ns	ns	ns
	Baetis_BAE	ns	ns	ns
	LIFE	Strong in C	(+)	WR
	Shredders	Strong	(+)	CL
	LepAb	ns	ns	ns
	MTS	Weak	(+)	U
	Sel_OLICHI_SA	Weak	(-)	CU
	DIPab	Weak	(-)	U
DIPB_Siph_G	Strong in C	(+)	CU	
LRD lineare	ASPT	Strong	(-)	CU
	N_Fam	Strong	(-)	CU
	N_EPT_Fam	Strong	(-)	WR
	log(SelePTD+1)	ns	ns	ns
	Diversità di Shannon	Weak	(-)	L
	1-GOLD	ns	ns	ns
	STAR_ICMi	Weak	(-)	C
	nOCH	Strong in CL	(+)	WR
	Baetis_BAE	Strong in CL	(-)	WR
	LIFE	Strong	(-)	WR
	Shredders	Strong in U	(-)	CU
	LepAb	Strong	(-)	C
	MTS	Weak	(-)	C
	Sel_OLICHI_SA	ns	ns	ns
	DIPab	ns	ns	ns
DIPB_Siph_G	ns	ns	ns	
LRD polinomiale	ASPT	ns	Ns	ns
	N_Fam	Strong	(-)	U
	N_EPT_Fam	Weak	(-)	L
	log(SelePTD+1)	Weak	(-)	L
	Diversità di Shannon	Strong in L	(-)	LU
	1-GOLD	Strong	(-)	L
	STAR_ICMi	Weak	(-)	CL
	nOCH	Weak	(+)	CL
	Baetis_BAE	Strong in C	(-)	CU
	LIFE	Weak	(-)	U
	Shredders	ns	Ns	ns
	LepAb	ns	Ns	ns
	MTS	ns	Ns	ns
	Sel_OLICHI_SA	weak	(-)	U
	DIPab	Weak	(-) (+)	LU
DIPB_Siph_G	ns	Ns	ns	

Tab. 6 -Sintesi dei modelli Pressione/Risposta per i descrittori di pressione antropica (LUI,HMS,LIMeco) in Riffle. In grigio le metriche che presentano forti relazioni.

Descrittore	Metriche code	Intensità	Segno	TR
LIMeco	ASPT	Strong	(+)	CL
	N_Fam	Strong	(+)	C
	N_EPT_Fam	Strong	(+)	WR
	log(SelePTD+1)	Weak	(+)	L
	Diversità di Shannon	Weak	(+)	U
	1-GOLD	Strong in L	(+)	CL
	STAR_ICMi	Strong in C	(+)	CL
	nOCH	Ns	ns	Ns
	Baetis_BAE	Ns	ns	Ns
	LIFE	Strong	(+)	L
	Shredders	Strong	(+)	C
	LepAb	Ns	ns	ns
	MTS	Ns	ns	ns
	Sel_OLICHI_SA	Strong in C	(-)	CU
	DIPab	Strong in C	(-)	CU
	DIPB_Siph_G	Strong in L	(+)	CL
HMS	ASPT	Strong	(-)	WR
	N_Fam	Strong in CU	(-)	WR
	N_EPT_Fam	Strong in CU	(-)	WR
	log(SelePTD+1)	Strong	(-)	WR
	Diversità di Shannon	Strong in L	(-)	CL
	1-GOLD	Strong	(-)	CL
	STAR_ICMi	Strong	(-)	WR
	nOCH	Ns	ns	ns
	Baetis_BAE	Ns	ns	ns
	LIFE	Strong in U	(-)	CU
	Shredders	Ns	ns	ns
	LepAb	Strong	(-)	C
	MTS	Strong in L	(-)	WR
	Sel_OLICHI_SA	Strong	(+)	U
DIPab	Strong	(+)	U	
DIPB_Siph_G	Weak	(-)	U	
LUI	ASPT	Strong in C	(-)	WR
	N_Fam	Weak	(-)	U
	N_EPT_Fam	Strong in C	(-)	CU
	log(SelePTD+1)	Strong in C	(-)	WR
	Diversità di Shannon	Strong in U	(-)	WR
	1-GOLD	Ns	ns	ns
	STAR_ICMi	Strong in C	(-)	CU
	nOCH	Ns	ns	ns
	Baetis_BAE	Ns	ns	ns
	LIFE	Weak	(-)	U
	Shredders	Weak	(-)	L
	LepAb	Weak	(-)	CU
	MTS	Ns	ns	ns
	Sel_OLICHI_SA	Strong	(+)	U
DIPab	Weak	(+)	U	
DIPB_Siph_G	Ns	ns	ns	

Tab. 7 - Sintesi dei modelli Pressione/Risposta per i descrittori di habitat e carattere lenticolo lotico (HQA,LRD) in Riffle. In grigio le metriche che presentano forti relazioni.

Descrittore	Metriche code	Intensità	Segno	TR
HQA	ASPT	Strong	(+)	WR
	N_Fam	Strong	(+)	U
	N_EPT_Fam	Strong	(+)	WR
	log(SelEPTD+1)	Weak	(+)	LU
	Diversità di Shannon	Strong	(+)	WR
	1-GOLD	Ns	ns	ns
	STAR_ICMi	Strong	(+)	WR
	nOCH	Ns	ns	ns
	Baetis_BAE	Ns	ns	ns
	LIFE	Strong	(+)	LU
	Shredders	Strong	(+)	CL
	LepAb	Ns	ns	ns
	MTS	Strong in CL	(+)	WR
	Sel_OLICHI_SA	Weak	(-)	U
	DIPab	Strong	(-)	CU
	DIPB_Siph_G	Strong	(+)	WR
LRD lineare	ASPT	Strong	(-)	CU
	N_Fam	Ns	ns	ns
	N_EPT_Fam	Strong in C	(-)	CU
	log(SelEPTD+1)	Strong	(+)	U
	Diversità di Shannon	Ns	ns	ns
	1-GOLD	Strong	(+)	U
	STAR_ICMi	Ns	ns	ns
	nOCH	Strong	(+)	CU
	Baetis_BAE	Strong in L	(-)	CL
	LIFE	Strong in L	(-)	CL
	Shredders	Ns	ns	ns
	LepAb	Ns	ns	ns
	MTS	Ns	ns	ns
	Sel_OLICHI_SA	Ns	ns	ns
	DIPab	Weak	(- +)	LU
	DIPB_Siph_G	Strong	(-)	WR
LRD polinomiale	ASPT	Weak	(-)	L
	N_Fam	Weak	(-)	L
	N_EPT_Fam	Ns	ns	ns
	log(SelEPTD+1)	Ns	ns	ns
	Diversità di Shannon	Ns	ns	ns
	1-GOLD	Weak	(+ -)	L
	STAR_ICMi	Weak	(+ -)	L
	nOCH	Weak	(+ -)	L
	Baetis_BAE	Weak	(-)	L
	LIFE	Ns	ns	ns
	Shredders	Strong	(+ -)	WR
	LepAb	Ns	ns	ns
	MTS	Weak	(+ -)	L
	Sel_OLICHI_SA	Weak	(+)	U
	DIPab	Ns	ns	ns
	DIPB_Siph_G	Ns	ns	ns

4. CONCLUSIONI

In conclusione quindi si può affermare che:

- riffle e pool possono avere comportamenti diversi in relazione al tipo di pressione antropica. Ad esempio nella pool la metrica MTS è specifica per l'inquinamento mentre nel riffle essa è legata alle alterazioni di habitat;
- la maggior parte delle metriche, ivi incluso l'indice STAR_ICMi, non sono specifiche per specifici impatti ma rispondono a diversi fattori di pressione antropica e caratteristiche di habitat;
- è stato comunque possibile individuare alcune metriche che sembrano rispondere a impatti specifici quali ad esempio 1-GOLD (pool), log(SelePTD) (pool) e DIPB_Siph_G (pool) e MTS (riffle), per le alterazioni di habitat, Sel_OLICHI_SA (pool) e MTS (pool) per l'inquinamento;
- il carattere lenticolo-tico, che come è stato ampiamente dimostrato (Buffagni et al., 2009; 2010; INHABIT I3d1.2, 2013) può avere una notevole influenza sulle metriche utilizzate per la definizione dello stato ecologico, è molto correlato alle metriche nOCH e Baetis/Baetidae. La valutazione quindi, di queste due metriche può consentire di verificare se il carattere lenticolo-tico sia 'ottimale' o se invece sia troppo dominante il carattere lenticolo;
- il fatto che in Italia si usi un indice multimetrico per gli invertebrati fluviali per la classificazione dello stato ecologico fa sì che si possa disporre direttamente di uno strumento per la valutazione dell'efficacia delle misure. Gli effetti di specifiche pressioni e quindi di specifiche misure, possono infatti essere quantificati in relazione alle singole metriche che compongono lo STAR_ICMi ognuna delle quali può presentare diversa sensibilità alle diverse forme di impatto, secondo quanto evidenziato in questo contributo;
- oltre alle metriche che compongono lo STAR_ICMi sono state identificate metriche aggiuntive, specifiche per specifiche alterazioni o caratteristiche di habitat;
- al momento le analisi effettuate hanno considerato solo la relazione tra metriche e indicatori abiotici di sintesi (i.e. HMS, HQA, LRD, LUI, LIMeco). In futuro, le analisi potranno essere ripetute considerando alcuni elementi specifici ad esempio raccolti con il metodo CARAVAGGIO al fine di disporre di informazioni ancora più specifiche per la pianificazione di misure opportune;
- infine, in tabella 8 vengono riportate le metriche che si ritiene possano essere indicative di diverse alterazioni antropiche che insistono sui corpi idrici fluviali (o di specifici fattori di habitat). In questa tabella sono riportate le metriche che dal presente contributo sono risultate indicative di specifici fattori ambientali, ma anche alcune delle metriche che sebbene non analizzate con la regressione quantile, dalla RDA (Pace et al., 2013) sembrano adeguate a rappresentare specifiche alterazioni, ma richiederebbero ulteriori approfondimenti. L'utilizzo di tali metriche dovrebbe quindi supportare una quantificazione dell'efficacia delle misure.

Tab. 8 – Elenco metriche utilizzabili per l'individuazione delle pressioni o dei fattori di habitat, per quantificare efficacia delle misure. RQ: regressione quantile.

	Pool	Riffle	Info da
Degrado generale (qualità acqua, habitat, morfologia e uso del territorio)	STAR_ICMi	STAR_ICMi	RQ
	ASPT	ASPT	RQ
	NEPT	NEPT	RQ
	Diversità di Shannon	--	RQ
	LEPab (abbondanza Leptophlebiae)	--	RQ
	DIPab (abbondanza Ditteri)	--	RQ
	--	NFAM	RQ
	SelTRI_GN (Abb.Odontoceridae, Limnephilidae, Polycentropodidae)	SelTRI_GN (Abb.Odontoceridae, Limnephilidae, Polycentropodidae)	RDA
	Sel Ple (Abb. Nemouridae, <i>Leuctra</i> , Perlidae)	RDA	
Habitat (HQA) & morfologia (HMS)	NFAM	--	RQ
	log(SelePTD)	--	RQ
	DIPB (Abb. Ceratopoginidae, Culicidae e Syrphidae)	--	RQ
	% shredders	% shredders	RQ
	--	MTS	RQ
Morfologia (HMS)	1-GOLD	1-GOLD	RQ
	--	log(SelePTD)	RQ
	Dugesia&Limnea	<i>Dugesia&Lymnaea</i>	RDA
Qualità acqua (LIMeco)	SelOLIGHI_SA (Abb. Naididae, Tubificidae e Chironomidae)	--	RQ
	MTS	--	RQ
	TRlab (abbondanza Tricotteri)	TRlab (abbondanza Tricotteri)	RDA
	SelTri_SA (Abb. Leptoacaeridae Rhyacophilidae Glossosomatidae)	SelTri_SA (Abb. Leptoacaeridae Rhyacophilidae Glossosomatidae)	RDA
	Leuctra&Calopteryx	<i>Leuctra&Calopteryx</i>	RDA
	SelEpheGN (Abb. <i>Proclonon</i> , <i>Centroptilum</i> , <i>Ecdyonurus</i>)	SelEpheGN	RDA
Carattere lenticolotico (LRD)	nOCH	nOCH	RQ
	Baetis/BAETIDAE	<i>Baetis/BAETIDAE</i>	RQ
	SelEpheM (Abb. <i>B. cfr. rhodani</i> , <i>Ecdyonurus</i> , <i>Habrophlebia</i>)		RDA

Ringraziamenti

Il contributo e le analisi sono state effettuate nell'ambito del progetto LIFE08 ENV/IT/000413 INHABIT, in relazione alla stesura del deliverabile D1d5. Si ringraziano Luigi Viganò, Fabrizio Stefani e Laura Marziali (CNR-IRSA) per il contributo fornito nella predisposizione delle analisi; Mariano Pintus, Maria Gabriella Mulas, Martina Coni, Roberto Coni, Giuliana Erbi, Elisabetta Massidda, Michela Olivari, Simona Spanu (Regione Sardegna) per il supporto fornito nelle attività sperimentale e nella predisposizione dei dati.

BIBLIOGRAFIA

- ARMITAGE, P.D., MOSS, D., WRIGHT, J.F., FURSE, M.T., 1983. The performance of a new biological water quality scores system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Res.* 17, 333–347.
- BONADA N., M. RIERADEVALL & N. PRAT, 2007. Macroinvertebrate community structure and biological traits related to flow permanence in a Mediterranean river network. *Hydrobiologia*, 589: 91–106.
- BUFFAGNI, A., 1997. Mayfly community composition and the biological quality of streams. In: Landolt, P. & M. Sartori (eds), *Ephemeroptera & Plecoptera: Biology-Ecology-Systematics*, MTL, Fribourg: 235–246.
- BUFFAGNI A. & ERBA S., 2007. Intercalibrazione e classificazione di qualità ecologica dei fiumi per la 2000/60/EC (WFD): l'indice STAR_ICMi. *IRSA-CNR Notiziario dei Metodi Analitici*, Marzo 2007(1): 94-100.
- BUFFAGNI, A., ARMANINI, D. G., ERBA, S., 2009. Does the lentic–lotic character of rivers affect invertebrate metrics used in the assessment of ecological quality? *Journal of Limnology* 68(1), 92–105.
- BUFFAGNI A., ERBA S. & ARMANINI D.G., 2010. The lentic-lotic character of rivers and its importance to aquatic invertebrate communities. *Aquat. Sci.* 72: 45-60.
- BUFFAGNI A., D. DEMARTINI & L. TERRANOVA, 2013. Manuale di applicazione del metodo CARAVAGGIO - Guida al rilevamento e alla descrizione degli habitat fluviali. *Monografie dell'Istituto di Ricerca Sulle Acque del C.N.R.*, Roma, 1/i, 262 pp.
- CADE B.S., TERRELL, SCHROEDER R. L., 1999. Estimating effects of limiting factors with regression quantiles. *Ecology*: 80: 311-323.
- CADE B.S & B.R NOON 2003. A gentle introduction to quantile regression for ecologists. *Front Ecol Environ*; 1(8): 412–420.
- CADE B.S., NOON B.R., FLATHER C.H. 2005. Quantile regression reveals hidden bias and uncertainty in habitat models. *Ecology* 86: 786-800.
- CANOBBIO S., AZZELLINO A., PIANA A., CABRINI R., FORNAROLI R., SARTORI L., PARINI M., SALVETTI R. & MEZZANOTTE V. 2012. Analisi delle alterazioni idromorfologiche come fattori limitanti allo sviluppo delle comunità biologiche nei corpi idrici fortemente modificati: una metodologia di supporto alle decisioni per la riqualificazione fluviale in situazioni complesse. (Poster) 2° convegno italiano sulla riqualificazione fluviale. Bolzano 6-7 novembre 2012. Disponibile in internet su http://www.cirf.org/rf2012/atti/metodologia_Canobbio.pdf
- DOWNES B.J. 2010. Back to the future: little-used tools and principles of scientific inference can help disentangle effects of multiple stressors on freshwater ecosystems. *Freshwater Biology* 55(1):60–79

ERBA S., DEMARTINI D., BALESTRINI R., CAZZOLA M., TENCHINI R., FIORENZA A., FERRERO T., CASUA R., PINTUS M., BUFFAGNI A. 2011. Deliverable I1d1. Rapporto tecnico - Aree di studio, siti e strategie di campionamento, difficoltà complessive e sintesi dei principali risultati. Parte A: FIUMI. Project INHABIT-LIFE08 ENV/IT/000413 166 pp. www.life-inhabit.it

EXTENCE C.A., BALBI D.M. & CHADD R.P., 1999. River flow indexing using benthic macroinvertebrates: a framework for setting hydrobiological objectives. *Regulated Rivers: Reserch and Management* 15: 543-574.

FRIBERG, N. 2010. Pressure-response relationships in stream ecology: introduction and synthesis. *Freshwater Biology*,55(7):1367-1381.

INHABIT I3d1.2, 2013. In: Deliverable I3d1. Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413. www.life-inhabit.it

INHABIT D1d5.2, 2013. In: Deliverable D1d5. Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413. www.life-inhabit.it

KOENKER R. & BASSETT G. 1978. Regression quantiles. *Econometrica* 46: 33–50.

KOENKER R. 2005. Quantile Regression. *Econometric Society Monographs*. Cambridge University Press, New York, NY.

KOLKWITZ R. & MARSSON M., 1909. Okogie der tierische Saprobien. Beitrage zur Lehre von des biologischen Gewasserbeurteilung. *Interantionale Reveu der Geasmten Hydrobiologie und Hydrographie*, 2:126-152.

KONRAD, C. P., A. M. D. BRASHER & J. T. MAY. 2008. Assessing streamflow characteristics as limiting factors on benthic invertebrate assemblages in streams across the western

United States. *Freshwater Biology* 53:1983–1998.

LANCASTER J. & BELYEA, L.R. 2006. Defining the limits to local density: alternative views of abundance–environment relationships. *Freshwater Biology* 51(4): 783–796

LARSEN S. & ORMEROD S.J. 2013. Anthropogenic modification disrupts species co-occurrence in stream invertebrates. *Glob chang biol*. Doi: 10.1111/GCB.12355.

MC CAULEY S.J., DAVIS C.J., NYSTROM J.& WERNER E.E. 2009. A hump-shaped relationship between isolation and abundance of *Notonecta irrorata* colonists in aquatic mesocosms *Ecology*, 90(9), pp. 2635–2641.

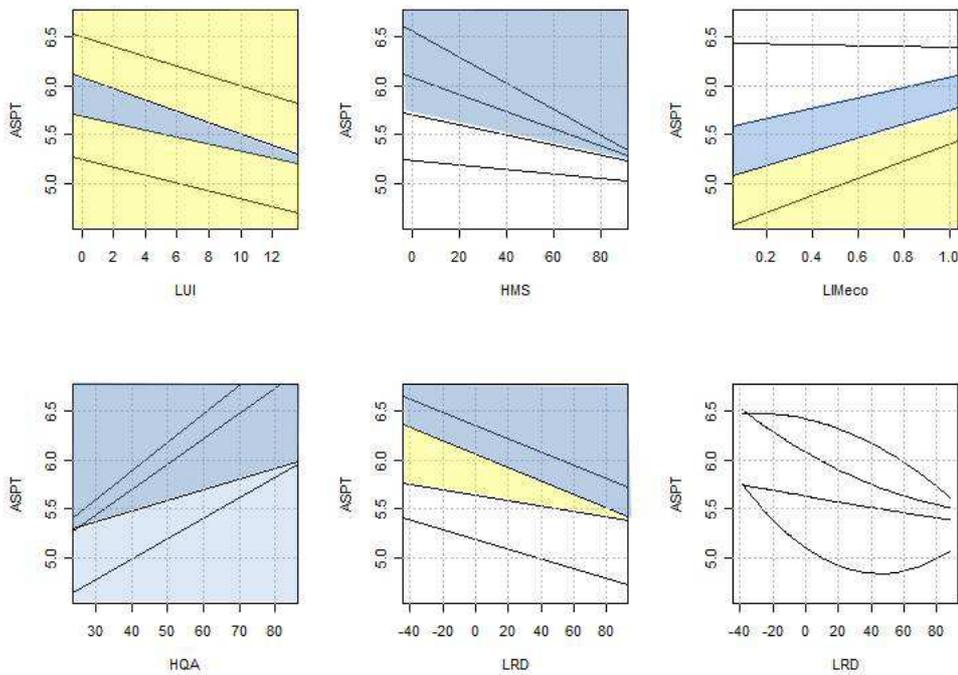
MIMS M.C. & OLDEN J. 2012. Life history theory predicts fish assemblage response to hydrologic regimes. *Ecology* 93(1): pp. 35–45

ORMEROD, S.J., DOBSON, M., HILDREW, A.G. AND TOWNSEND, C.R. 2010 Multiple stressors in freshwater ecosystems. *Freshwater Biology* 55,(1):1-4.

ROGERS, W. H. 1992. Quantile regression standard errors. *Stata Technical Bulletin* 9:16–19.

Predictor	lower (6)	central (6)	upper (5)	Total	R	Intensità	Sign
LUI	2	6	2	10	W	Strong in C	(-)
HMS	1	6	5	12	CU	Strong	(-)
LIMeco	3	5	0	8	CL	Strong in C	(+)
HQA	4	6	5	15	W	Strong	(+)
LRD (lineare)	0	3	4	7	CU	Strong	(-)
LRD (polinomio1)	2	0	1	3	LU	Weak	(-)
LRD2(polinomio2)	1	0	0	1	L	ns	(-)

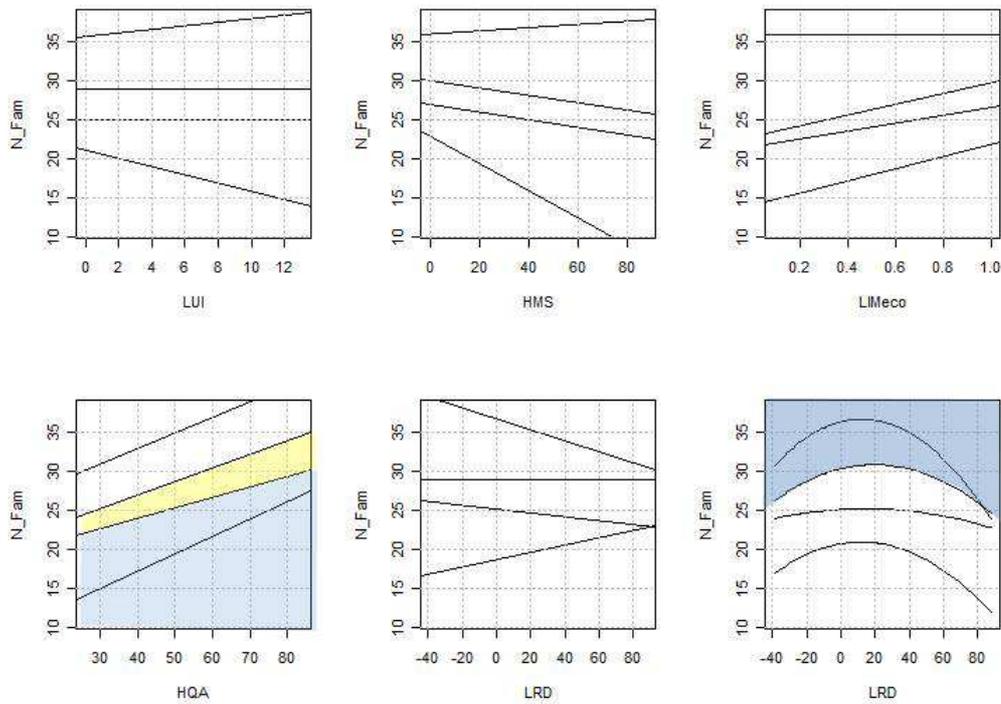
Mesohabitat: POOL
 Indice: ASPT



Note: la metrica ASPT presenta forti relazioni con tutti i descrittori di pressione ed è considerata una metrica di tipo “generico”. È basata sull’analisi dell’intera comunità di macroinvertebrati, da notare la forte relazione negativa con l’indicatore LRD interpretabile come una diminuzione delle specie reofile, che per lo più vengono considerate dall’indice come specie sensibili.

Predictor	lower (6)	central (6)	upper (5)	Total	R	Intensità	Sign
LUI	0	0	0	0	ns	ns	
HMS	1	1	0	2	ns	ns	
LIMeco	0	1	0	1	ns	ns	
HQA	4	2	1	7	CL	Strong in L	(+)
LRD (lineare)	0	0	0	0	ns	ns	ns
LRD (polinomio1)	0	0	0	0	ns	ns	ns
LRD2(polinomio2)	0	0	4	4	LU	Strong	(-)

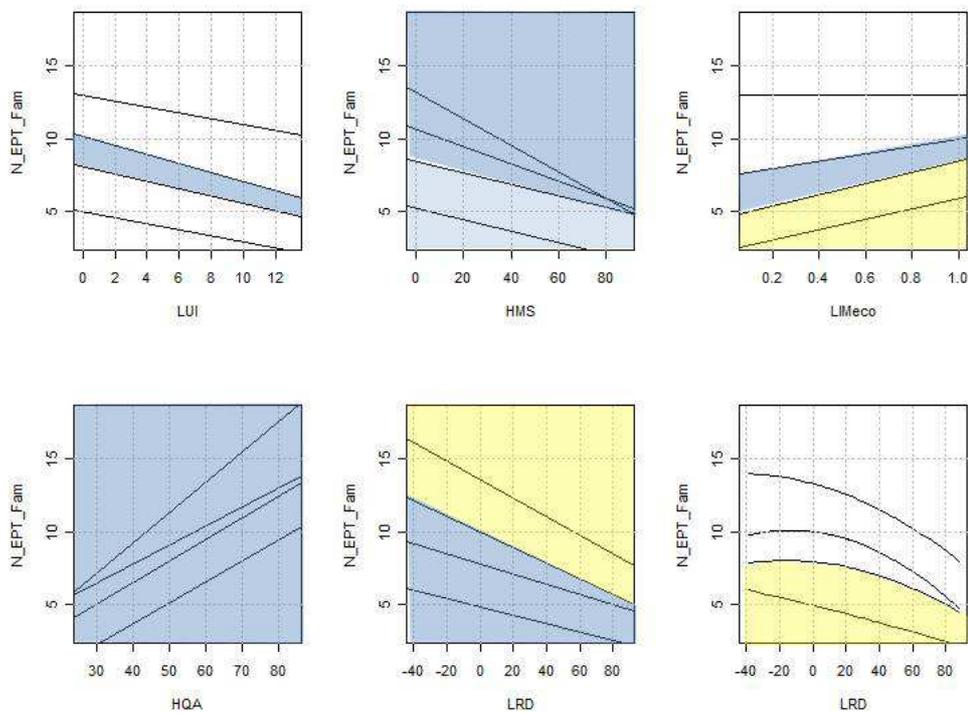
Mesohabitat: POOL
 Metrica: N_Fam



Note: la metrica N-Fam risulta influenzata esclusivamente dalle caratteristiche di habitat (disponibilità, ricchezza e carattere lenticolo). In particolare presenta una risposta a “campana” essendo influenzata (nella parte bassa della distribuzione) dagli estremi lenticolo e lotico e presentando un “optimum” nelle condizioni intermedie di LRD

Predictor	lower (6)	central (6)	upper (5)	Total	R	Intensità	Sign
LUI	1	6	1	8	CR	Strong in C	(-)
HMS	4	6	4	14	WR	Strong	(-)
LIMeco	3	4	0	7	CL	Strong	(+)
HQA	6	6	5	17	WR	Strong	(+)
LRD (lineare)	6	6	3	15	WR	Strong in CL	(-)
LRD (polinomio1)	0	0	1	1	ns	ns	
LRD2(polinomio2)	3	0	0	3	LL	Weak	(-)

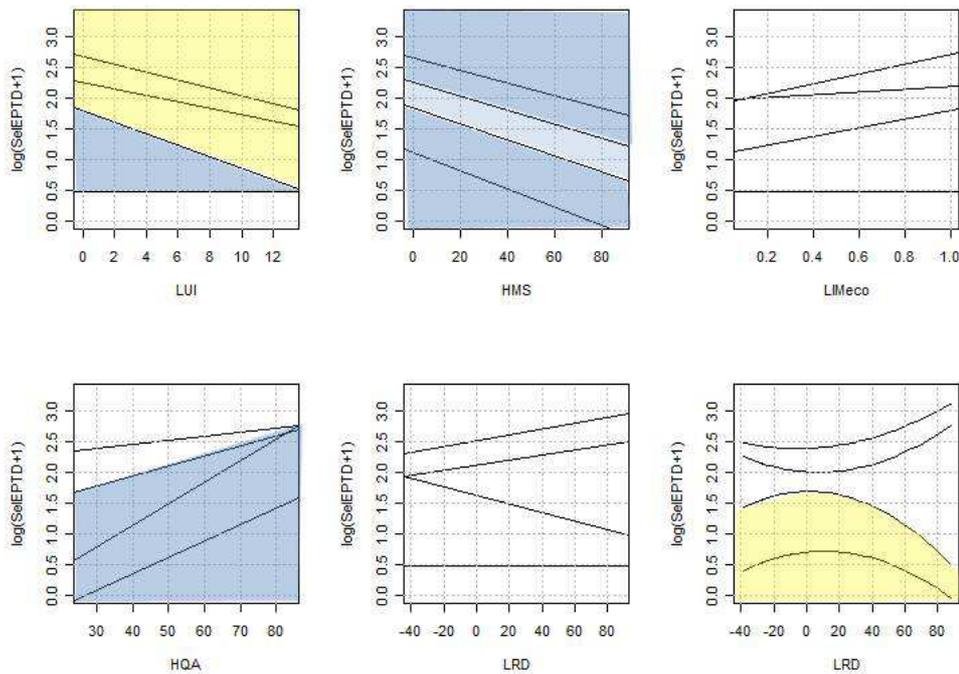
Mesohabitat: POOL
 Metrica: EPT



Note: la metrica N_EPT_FAM presenta forti relazioni con tutti i descrittori di pressione ed è considerata una metrica di tipo “generico”. È basata sull’analisi delle famiglie di Efemerotteri, Plecotteri e Tricotteri , da notare la forte relazione negativa con l’indicatore LRD, è spiegata dal fatto che la maggior parte delle famiglie EPT è di natura reofila.

Predictor	lower (6)	central (6)	upper (5)	Total	R	Intensità	Sign
LUI	4	2	2	8	WR	Weak(Strong in L)	(-)
HMS	6	4	4	14	WR	Strong	(-)
LIMeco	1	0	1	2	ns	ns	
HQA	5	6	0	11	CL	Strong	(+)
LRD (lineare)	0	0	0	0	ns	ns	
LRD (polinomio1)	0	0	0	0	ns	ns	
LRD2(polinomio2)	2	0	0	2	LL	weak	(-)

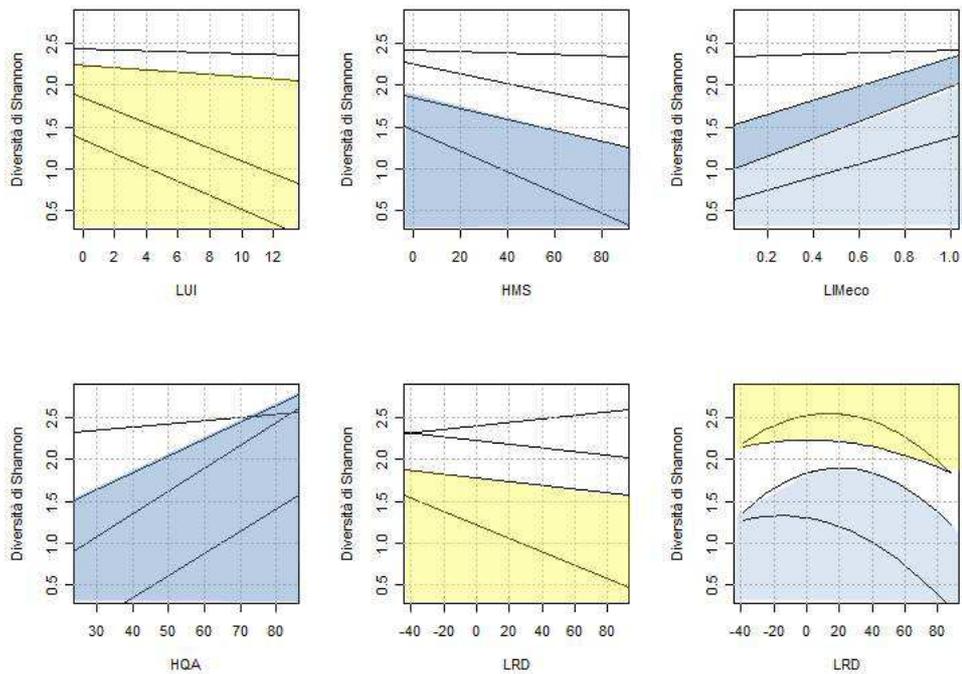
Mesohabitat: POOL
 Metrica: EPTD



Note: la metrica EPTD risulta particolarmente influenzata dalle alterazioni di Habitat e di tipo morfologico.

Predictor	lower (6)	central (6)	upper (5)	Total	R	Intensità	Sign
LUI	3	2	0	5	CL	Weak	(-)
HMS	5	1	0	6	LL	Strong	(-)
LIMeco	4	5	1	10	CL	Strong	(+)
HQA	6	6	0	12	CL	Strong	(+)
LRD (lineare)	2	0	0	2	LL	Weak	(-)
LRD (polinomio1)	0	0	0	0	ns	ns	ns
LRD2(polinomio2)	4	0	2	6	LLU	Strong in L	(-)

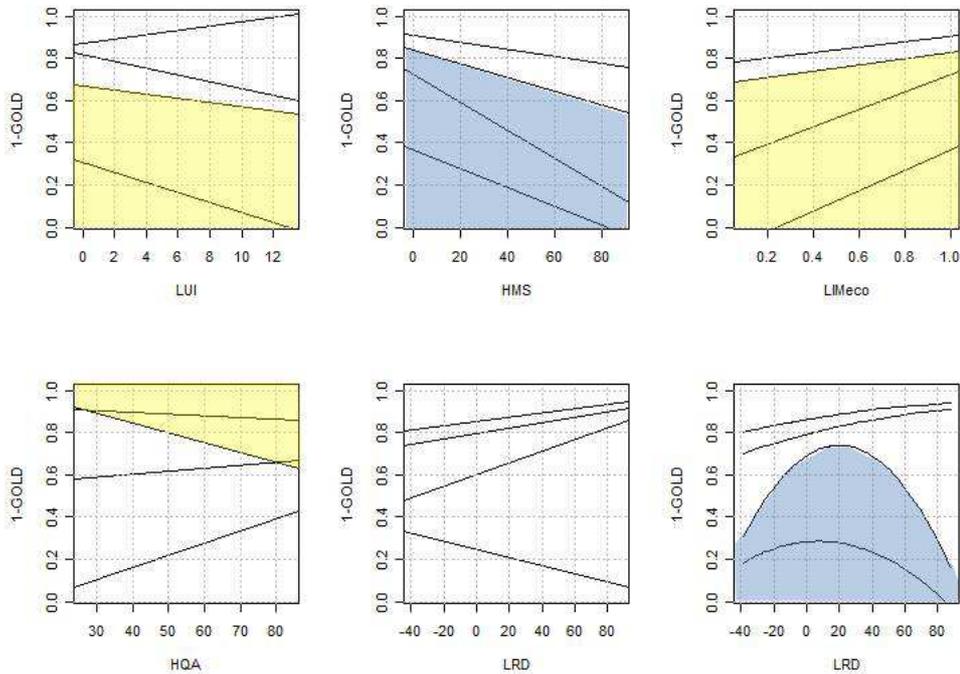
Mesohabitat: POOL
 Indice: Shannon



Note: la metrica Diversità di Shannon presenta forti relazioni con tutti i descrittori di pressione (particolarmente nella parte bassa della distribuzione) ed è considerata una metrica di tipo “generico”.

Predictor	lower (6)	central (6)	upper (5)	Total	R	Intensità	Sign
LUI	3	1	0	4	LL	Strong	(-)
HMS	6	5	1	12	CL	Strong	(-)
LIMeco	2	2	0	4	CL	Weak	(+)
HQA	0	0	2	2	LU	Weak	(-)
LRD (lineare)	0	0	1	1	ns	ns	ns
LRD (polinomio1)	0	0	1	1	ns	ns	ns
LRD2(polinomio2)	5	0	0	5	LL	Strong	(-)

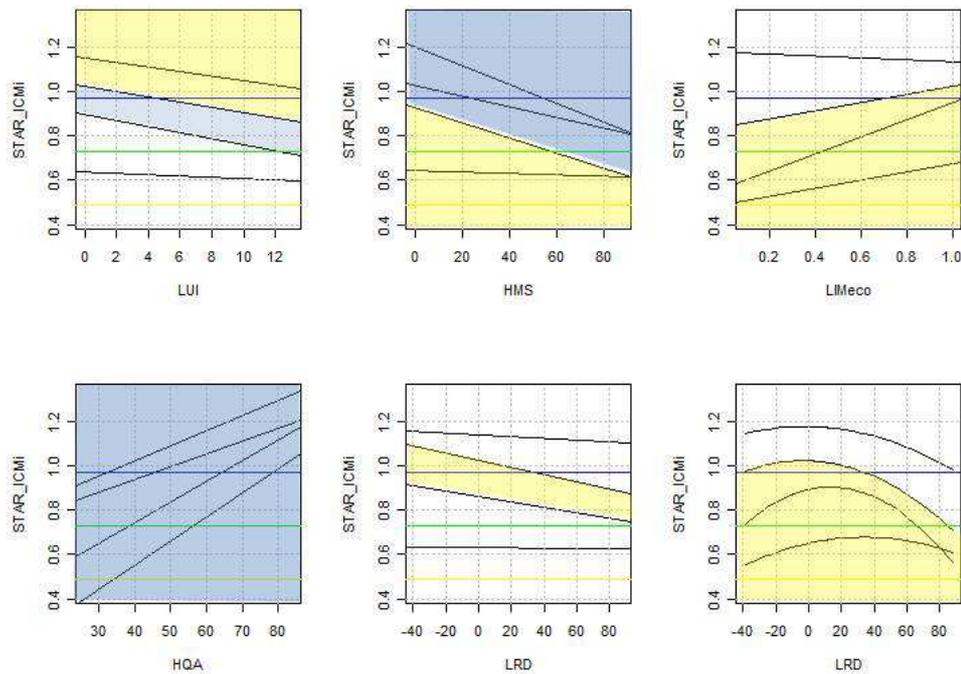
Mesohabitat: POOL
 Metrica: 1-GOLD



Note: La metrica 1-GOLD è particolarmente relazionata alle alterazioni di tipo idromorfologico ed è pertanto una metrica “stressor specifica”, risulta influenzata anche dall’indicatore LRD presentando una risposta a “campana” indicando una diminuzione dovuta agli estremi lentici-lotici

Predictor	lower (6)	central (6)	upper (5)	Total	R	Intensità	Sign
LUI	0	4	2	6	CU	Strong in C	(-)
HMS	2	6	5	13	WR	Strong in CU	(-)
LIMeco	3	3	0	6	CL	Weak	(+)
HQA	6	5	5	16	WR	Strong	(+)
LRD (lineare)	0	2	0	2	CR	Weak	(-)
LRD (polinomio1)	0	0	1	1	ns	ns	ns
LRD2(polinomio2)	3	3	0	6	CL	Strong	(-)

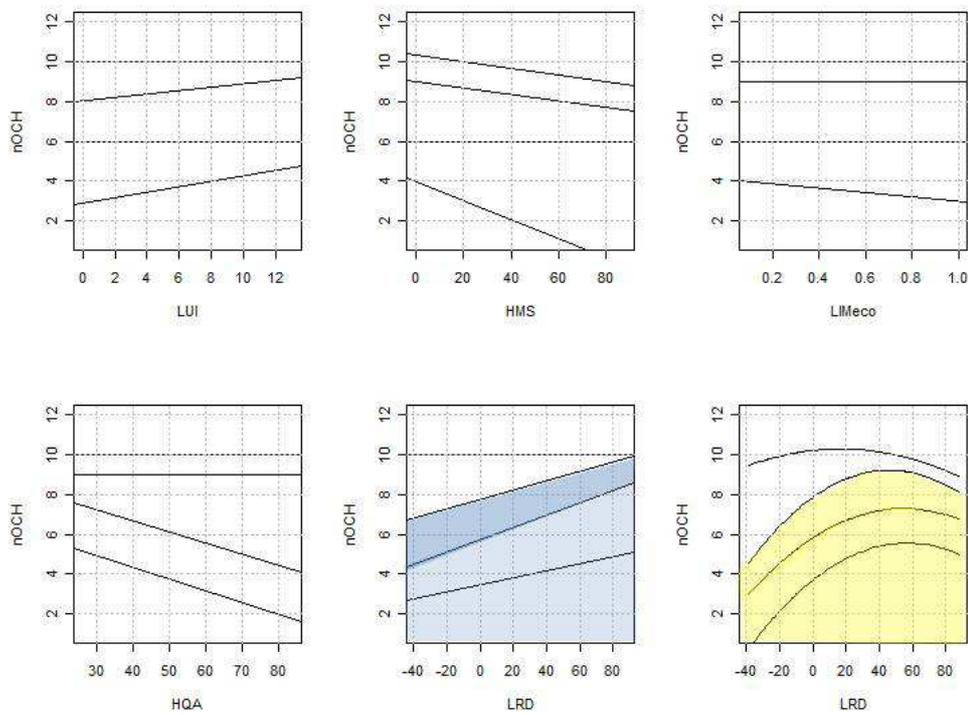
Mesohabitat: POOL
 Indice: STAR_ICMi



Note: L'indice multimettrico STAR_ICMi è per la sua natura (indice di sintesi) un indice di tipo generico. Vengono indicate in grafico le soglie di qualità. Da notare come l'influenza del descrittore LRD è di tipo moderatamente significativo nella parte bassa della distribuzione proprio nel passaggio di soglia Good-Moderate

Predictor	lower (6)	central (6)	upper (5)	Total	R	Intensità	Sign
LUI	1	1	0	2	ns	ns	
HMS	0	0	0	0	ns	ns	
LIMeco	0	0	0	0	ns	ns	
HQA	0	0	0	0	ns	ns	
LRD (lineare)	4	6	2	12	WR	Strong in CL	(+)
LRD (polinomio1)	5	6	1	11	CL	Strong	(+)
LRD2(polinomio2)	3	2	0	7	CL	Weak	(-)

Mesohabitat: POOL
 Metrica: OCH

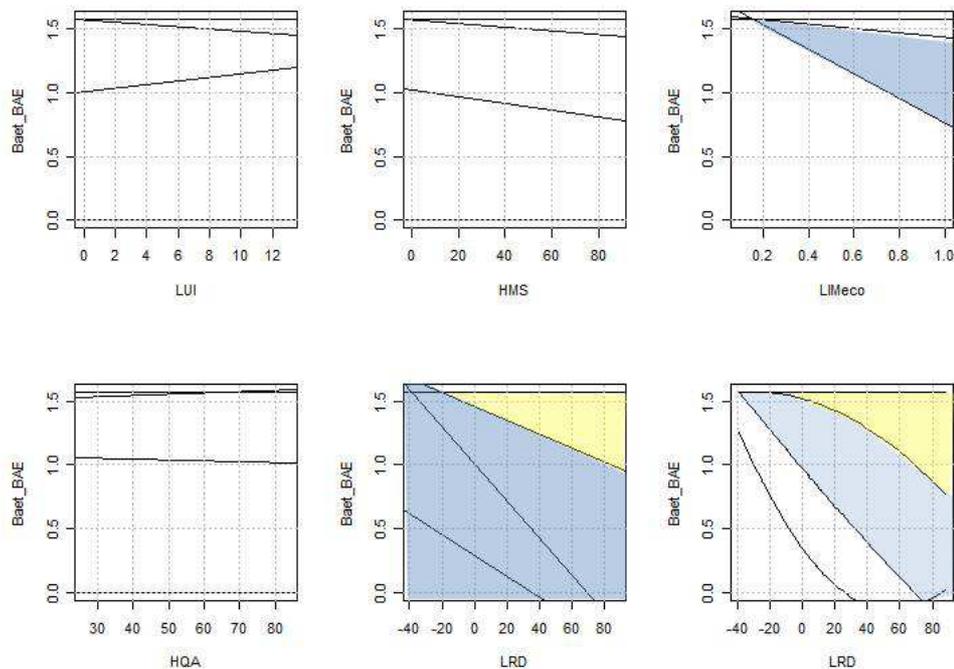


Note: La metrica OCH è basata sulle famiglie di Odonati, Coleotteri ed Eterotteri. È noto in letteratura che tali famiglie abbiano spiccate preferenze per caratteristiche lentiche di idrologia. Risulta di particolare importanza per tanto per rivelare problemi legati alla natura intermittente in gran parte dei fiumi di tipo mediterraneo.

Predictor	lower (6)	central (6)	upper (5)	Total	R	Intensità	Sign
LUI	0	0	0	0	ns	ns	
HMS	0	0	0	0	ns	ns	
LIMeco	0	5	0	5	C	Strong	(-)
HQA	0	0	0	0	ns	ns	
LRD (lineare)	6	6	2	14	WR	Strong in CL	(-)
LRD (polinomio1)	5	5	3	13	WR	Strong	(-)
LRD2(polinomio2)	0	4	3	7	CU	Weak	(-)

Mesohabitat: POOL

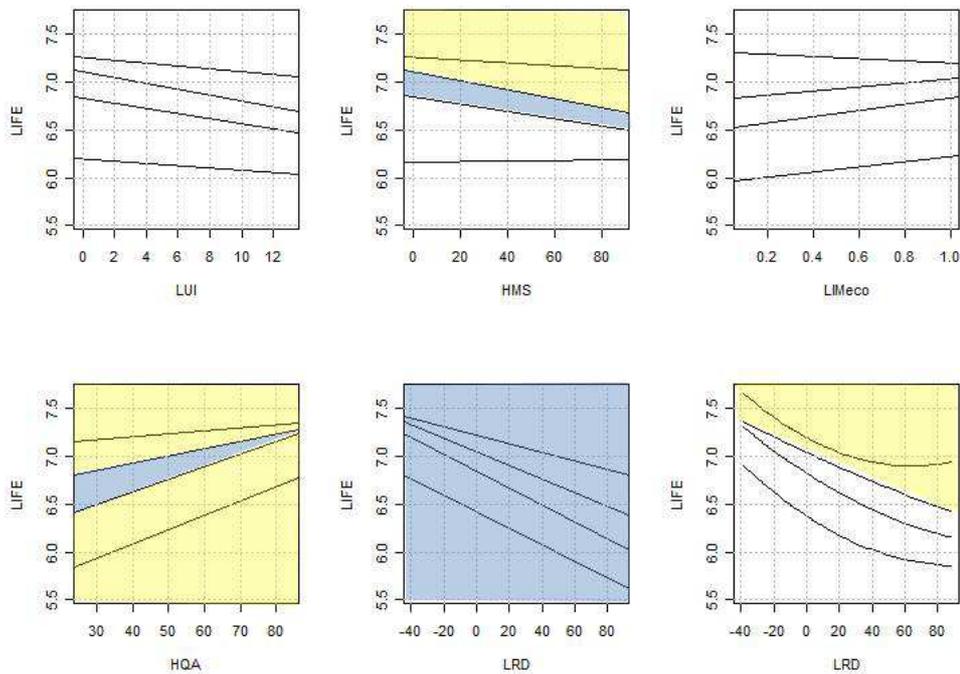
Metrica: Baetis/BAETIDAE



Note: La metrica Baetis/BAETIDAE è basata sul rapporto tra i taxa appartenenti al genere Baetis (notoriamente reofili) e i taxa appartenenti alla famiglia dei BAETIDAE. Presenta una risposta di tipo negativa con l'indicatore LRD ed è di particolare importanza per tanto per rivelare problemi legati alla natura intermittente in gran parte dei fiumi di tipo mediterraneo.

Predictor	lower (6)	central (6)	upper (5)	Total	R	Intensità	Sign
LUI	0	0	1	1	ns	ns	
HMS	0	5	2	7	CU	Strong in C	(-)
LIMeco	0	0	0	0	ns	ns	
HQA	2	5	2	9	WR	Strong in C	(+)
LRD (lineare)	5	6	4	15	WR	Strong	(-)
LRD (polinomio1)	6	6	5	17	WR	Strong	(-)
LRD2(polinomio2)	0	0	2	2	U	weak	(-)

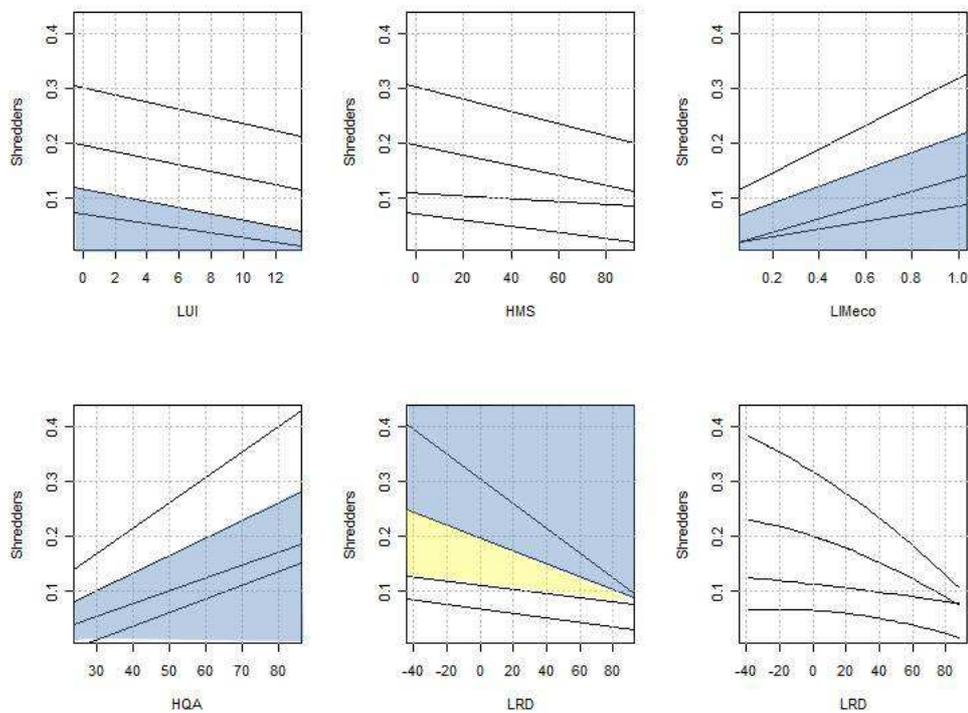
Mesohabitat: POOL
 Indice: LIFE



Note: L'indice LIFE è basato sull'intera comunità di macroinvertebrati ed è stato messo a punto per definire le relazioni tra la comunità di macroinvertebrati e le caratteristiche idrologiche dei corpi idrici. Pertanto risulta particolarmente influenzata dall'indicatore LRD. Essendo però basata sull'intera comunità presenta relazioni anche con indicatori di Habitat (HQA) e di alterazione morfologica (HMS).

Predictor	lower (6)	central (6)	upper (5)	Total	R	Intensità	Sign
LUI	6	1	0	7	L	Strong	(-)
HMS	1	0	0	1	ns	ns	
LIMeco	5	6	1	12	CL	Strong	(+)
HQA	6	5	0	11	CL	Strong	(+)
LRD (lineare)	1	3	5	9	CU	Strong in U	(-)
LRD (polinomio1)	0	0	0	0	ns	ns	
LRD2(polinomio2)	0	0	0	0	ns	ns	

Mesohabitat: POOL
 Metrica: %Shredders

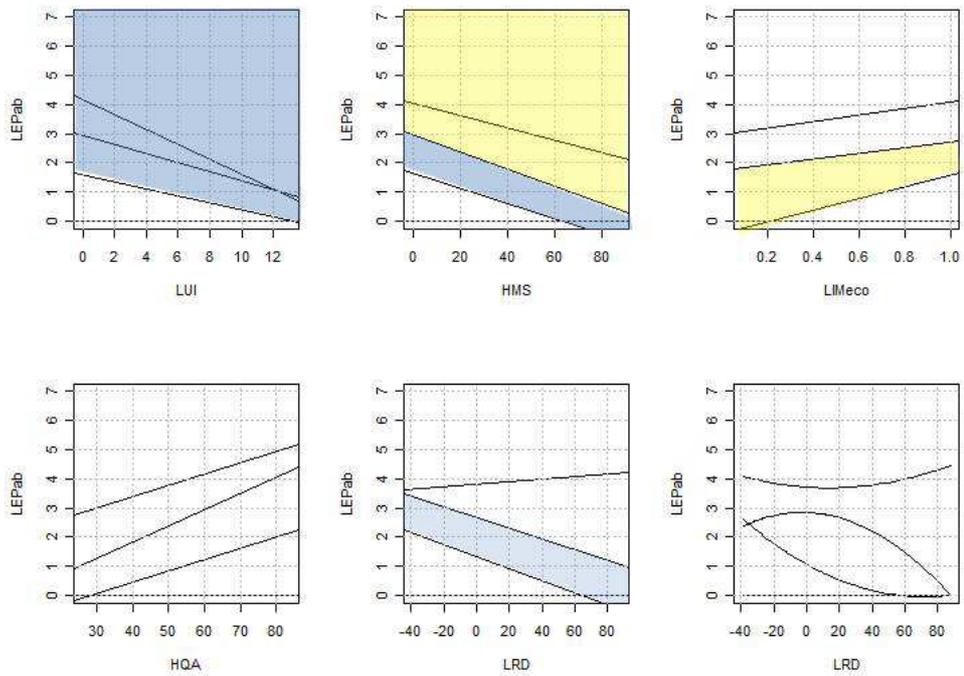


Note: la metrica % shredders è una metrica che analizza i ruoli trofici della comunità di macroinvertebrati. In particolare considera la frazione dei taxa che consumano materiale grossolanamente particolato (CPOM) ed è pertanto fortemente relazionato alla disponibilità trofica delle acque (LIMeco) e alla presenza di strutture di ritenzione come alberi e rami caduti in alveo e alla presenza di foglie in decomposizione. Tali strutture vengono rilevate dalle caratteristiche di Habitat (HQA),per le quali presentano una forte associazione.

Predictor	lower (6)	central (6)	upper (5)	Total	R	Intensità	Sign
LUI	0	5	5	10	CU	Strong	(-)
HMS	1	6	2	9	CU	Strong in C	(-)
LIMeco	0	2	0	2	C	Weak	(+)
HQA	0	1	1	2	ns	ns	
LRD (lineare)	1	4	1	6	C	Strong	(-)
LRD (polinomio1)	0	1	0	1	ns	ns	
LRD2(polinomio2)	0	1	0	1	ns	ns	

Mesohabitat: POOL

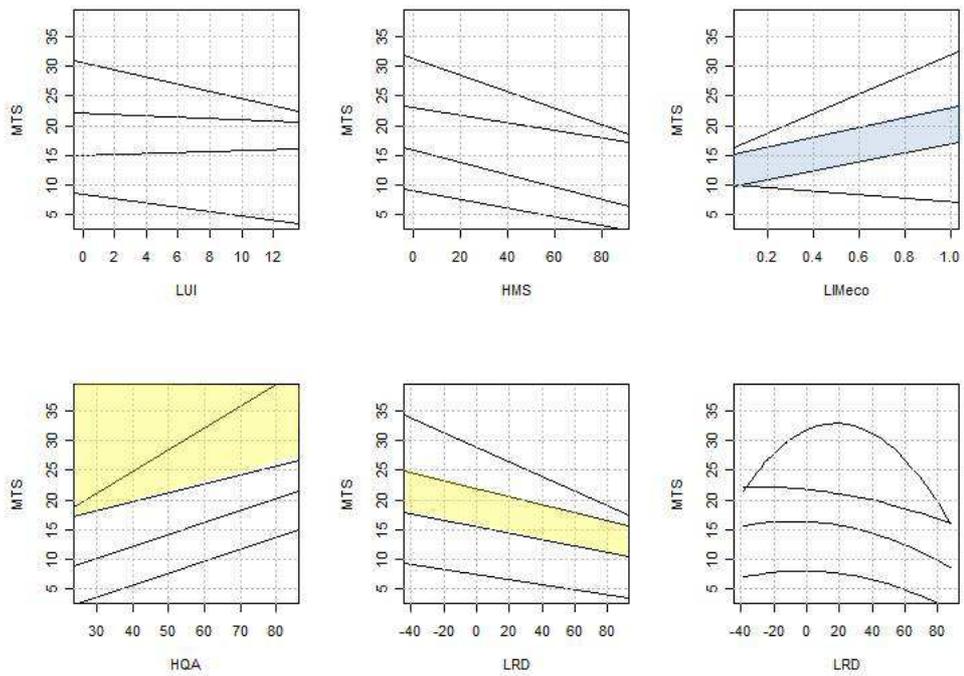
Metrica: LEPTOPHELBIIDAE



Note: La metrica LEPab risulta specifica per le caratteristiche di Uso del suolo (LUI) e dalle alterazioni idromorfologiche.

Predictor	lower (6)	central (6)	upper (5)	Total	R	Intensità	Sign
LUI	0	0	0	0	ns	ns	
HMS	1	1	1	3	ns	ns	
LIMeco	1	4	1	6	C	Strong	(+)
HQA	0	1	2	3	U	Weak	(+)
LRD (lineare)	1	2	0	3	C	Weak	(-)
LRD (polinomio1)	0	0	1	1	ns	ns	
LRD2(polinomio2)	0	0	1	1	ns	ns	

Mesohabitat: POOL
 Metrica: MTS

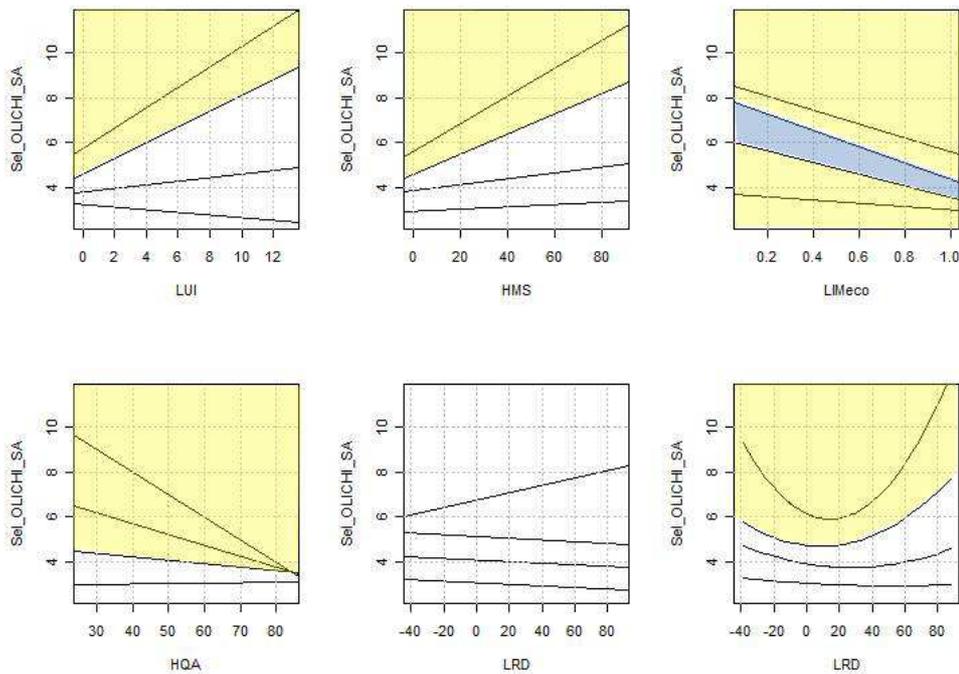


Note: L'indice MTS è basato sulle Unità Operazionali di Efemerotteri e presenta una forte associazione per il descrittore LIMeco.

Predictor	lower (6)	central (6)	upper (5)	Total	R	Intensità	Sign
LUI	0	0	3	3	U	Weak	(+)
HMS	0	1	3	4	U	Weak	(+)
LIMeco	3	6	2	11	WR	Strong in C	(-)
HQA	0	2	2	4	CU	Weak	(-)
LRD (lineare)	0	0	0	0	ns	ns	
LRD (polinomio1)	0	0	0	0	ns	ns	
LRD2(polinomio2)	0	0	2	2	U	Weak	(+)

Mesohabitat: POOL

Metrica: OLIGOCHETI + CHIRONOMIDAE

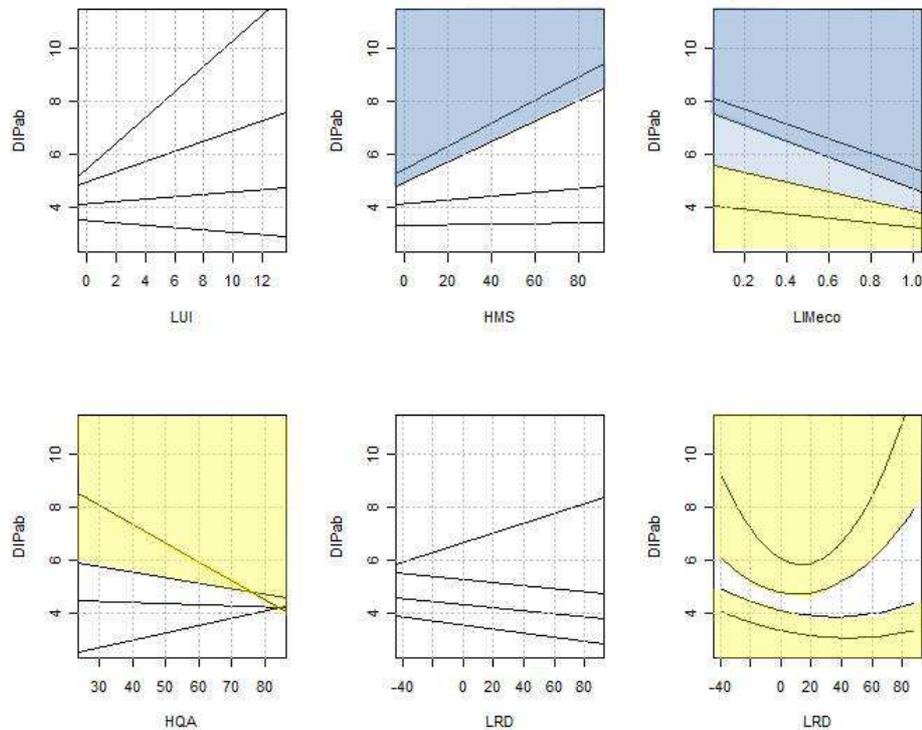


Note: La metrica Sel_OLICHI_SA è una metrica che presenta una risposta positiva al crescere degli impatti. È infatti noto che i taxa appartenenti alla famiglia dei Chironomidae e all'ordine degli Oligocheti sono considerati taxa tolleranti e rispondono con un aumento nelle abbondanze in presenza di alterazioni legate alle alterazioni idromorfologiche e di uso del suolo e una diminuzione al crescere della ricchezza in termini di habitat (HQA) o dell'aumentare della qualità dell'acqua (LIMeco)

Predictor	lower (6)	central (6)	upper (5)	Total	R	Intensità	Sign
LUI		0	0	1	1	ns	ns
HMS		0	0	5	5	U	Strong (+)
LIM	2	4	4	10	WR	Strong in CU	(-)
HQA	0	0	2	2	U	Weak	(-)
LRD	0	0	0	1	ns	ns	
LRD1	3	0	0	3	L	Weak	(-)
LRD2	2	0	2	4	LU	Weak	(-) (+)

Mesohabitat: POOL

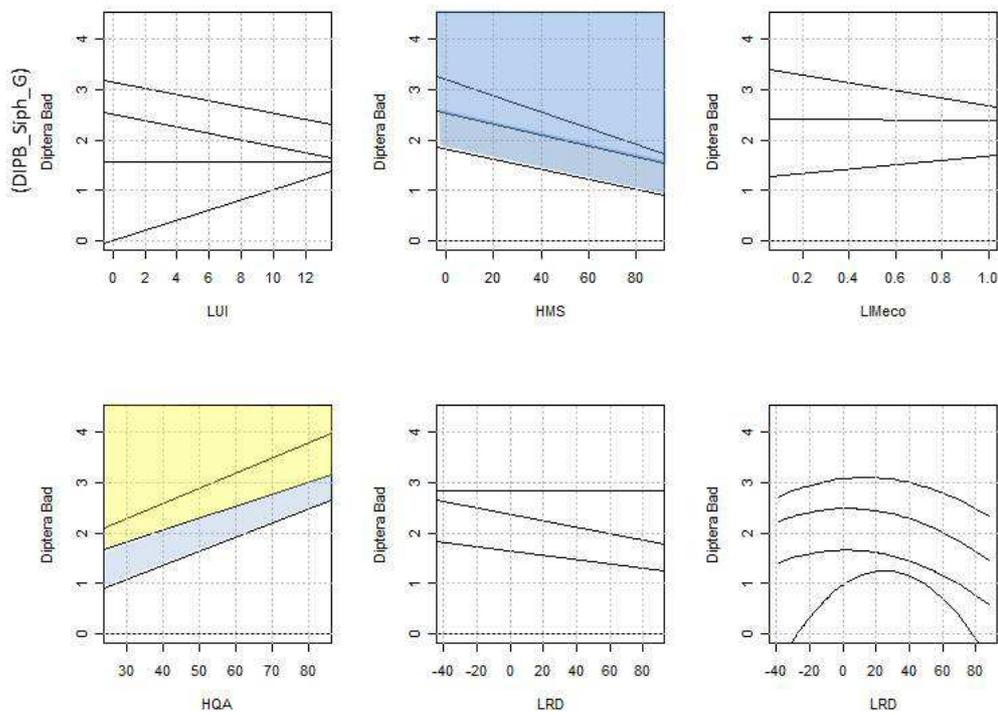
Metrica: Diptera Abundance



Note: La metrica DIPab è una metrica che presenta una risposta positiva al crescere degli impatti. É basata sulla somma delle abbondanze di ditteri gran parte dei quali vengono considerati taxa tolleranti e pertanto risponde con un aumento nelle abbondanze in presenza di forti alterazioni principalmente idromorfologiche e legate alla qualità dell'acqua (LIMeco).

Predictor	lower (6)	central (6)	upper (5)	Total	R	Intensità	Sign
LUI	0	1	0	1	ns	ns	
HMS	0	6	5	11	CL	Strong	(-)
LIMeco	0	0	0	0	ns	ns	
HQA	1	4	3	7	CU	Weak	(+)
LRD (lineare)	0	0	0	0	ns	ns	
LRD (polinomio1)	0	0	0	0	ns	ns	
LRD2(polinomio2)	0	0	0	0	ns	ns	

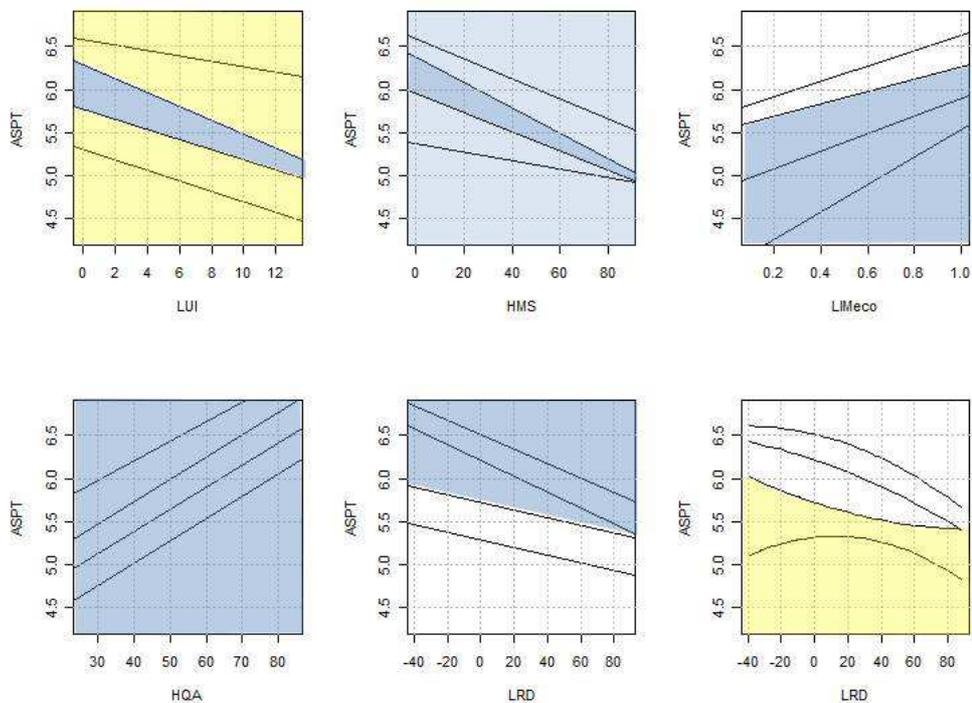
Mesohabitat: POOL
 Metrica: Diptera Bad



Note: La metrica DIPB_Siph_G sembra ben prestarsi all'individuazione delle alterazioni di habitat espresso dall'HMs (alterazione morfologica) e HQA (diversificazione dell'habitat).

Predictor	lower (6)	central (6)	upper (5)	Total	R	Intensità	Sign
LUI	2	6	2	10	WR	Strong in C	(-)
HMS	4	6	4	14	WR	Strong	(-)
LIMeco	5	5	0	10	CL	Strong	(+)
HQA	6	6	4	16	WR	Strong	(+)
LRD (lineare)	1	5	5	11	CU	Strong	(-)
LRD (polinomio1)	5	1	0	6	LL	Strong	(-)
LRD2(polinomio2)	3	1	1	5	LL	Weak	(-)

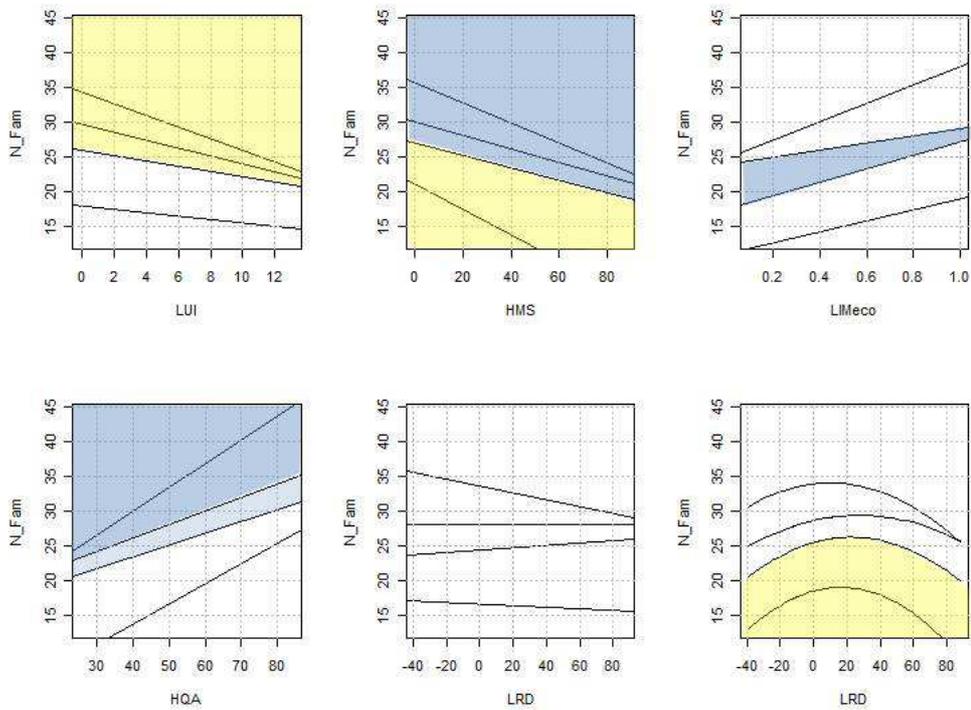
Mesohabitat: RIFFLE
 Indice: ASPT



Nota: la metrica ASPT presenta forti relazioni con tutti i descrittori di pressione ed è considerata una metrica di tipo “generico”. È basata sull’analisi dell’intera comunità di macroinvertebrati, da notare la forte relazione negativa con l’indicatore LRD interpretabile come una diminuzione delle specie reofile, che per lo più vengono considerate dall’indice come specie sensibili. Non presenta differenze con i risultati ottenuti in Pool.

Predictor	lower (6)	central (6)	upper (5)	Total	R	Intensità	Sign
LUI	1	3	3	7	CU	Weak	(-)
HMS	2	5	5	12	WR	Strong in CU	(-)
LIMeco	1	4	0	5	C	Strong	(+)
HQA	3	4	5	12	WR	Strong in CU	(+)
LRD (lineare)	0	0	0	0	ns	ns	ns
LRD (polinomio1)	0	0	0	0	ns	ns	ns
LRD2(polinomio2)	3	1	0	0	LL	Weak	(-)

Mesohabitat: RIFFLE
 Metrica: N_Fam

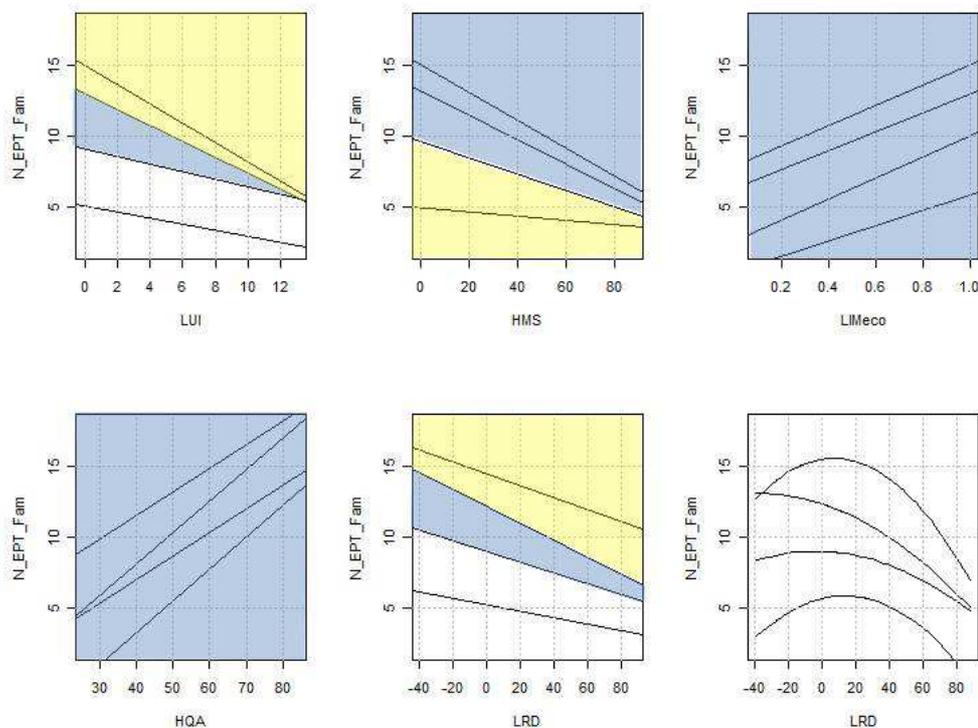


Note: Come ottenuto in pool la metrica N-Fam risulta influenzata dalle caratteristiche di habitat (disponibilità, ricchezza e carattere lenticolo). In particolare presenta una risposta a “campana” essendo influenzata (nella parte bassa della distribuzione) dagli estremi lentici e lotici e presentando un “optimum” nelle condizioni intermedie di LRD.

Rispetto ai risultati in Pool, nell’habitat di riffle, tale metrica presenta forti relazioni anche con i descrittori HMS, HQA e LIMeco.

Predictor	lower (6)	central (6)	upper (5)	Total	R	Intensità	Sign
LUI	0	6	3	9	CU	Strong in C	(-)
HMS	2	6	5	13	WR	Strong in CU	(-)
LIMeco	5	6	4	15	WR	Strong	(+)
HQA	6	6	5	17	WR	Strong	(+)
LRD (lineare)	0	6	2	8	CU	Strong in C	(-)
LRD (polinomio1)	0	0	1	1	ns	ns	ns
LRD2(polinomio2)	0	0	0	0	ns	ns	ns

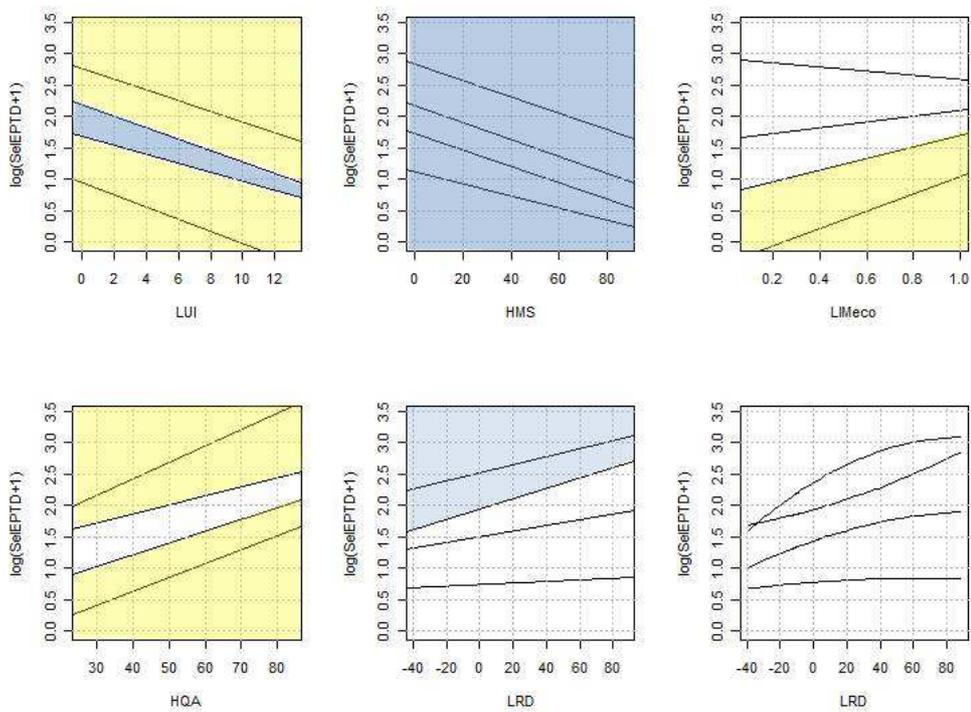
Mesohabitat: RIFFLE
 Metrica: EPT



Note: la metrica N_EPT_FAM presenta forti relazioni con tutti i descrittori di pressione ed è considerata una metrica di tipo “generico”. Non presenta differenze con i risultati ottenuti in Pool.

Predictor	lower (6)	central (6)	upper (5)	Total	R	Intensità	Sign
LUI	2	6	2	10	WR	Strong in C	(-)
HMS	5	6	4	15	WR	Strong	(-)
LIMeco	3	0	0	3	LL	Weak	(+)
HQA	3	1	2	6	LLU	Weak	(+)
LRD (lineare)	0	0	4	4	LU	Strong	(+)
LRD (polinomio1)	0	0	2	2	LU	Weak	(+)
LRD2(polinomio2)	0	0	0	0	ns	ns	ns

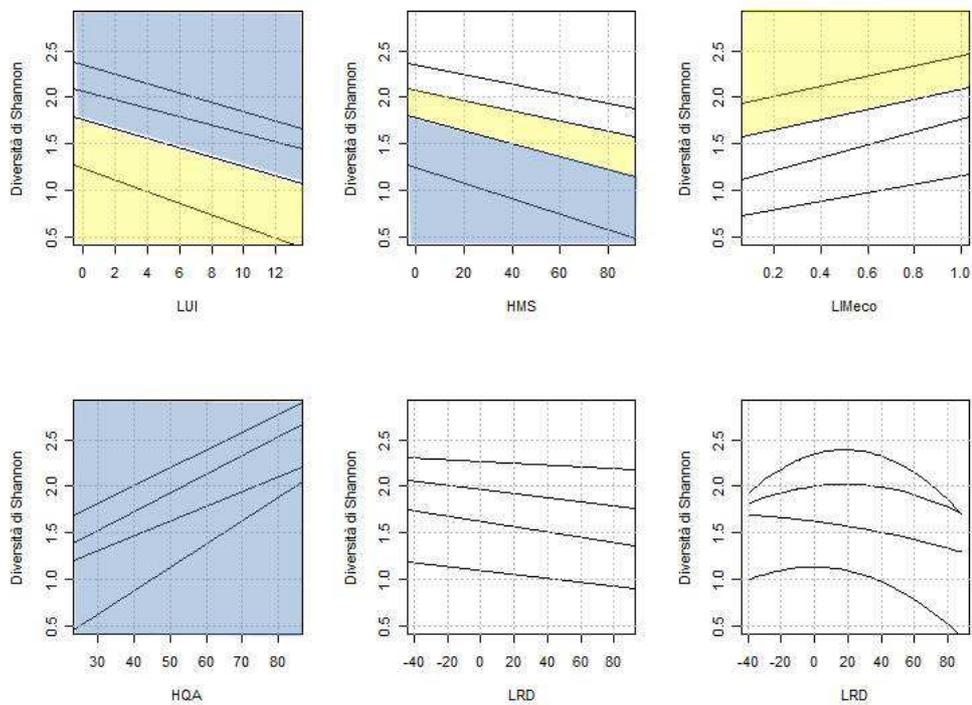
Mesohabitat: RIFFLE
 Metrica: EPTD



Note: la metrica EPTD risulta particolarmente influenzata dalle alterazioni di tipo morfologico (HMS). Rispetto ai risultati ottenuti in Pool risulta influenzata nel range superiore (upper distribution) anche dall'indicatore LRD.

Predictor	lower (6)	central (6)	upper (5)	Total	R	Intensità	Sign
LUI	3	5	4	12	WR	Strong in CU	(-)
HMS	6	2	1	9	CL	Strong in L	(-)
LIMeco	0	1	2	3	CU	Weak	(+)
HQA	6	6	5	17	WR	Strong	(+)
LRD (lineare)	0	0	0	0	ns	ns	ns
LRD (polinomio1)	0	0	0	0	ns	ns	ns
LRD2(polinomio2)	0	0	0	0	ns	ns	ns

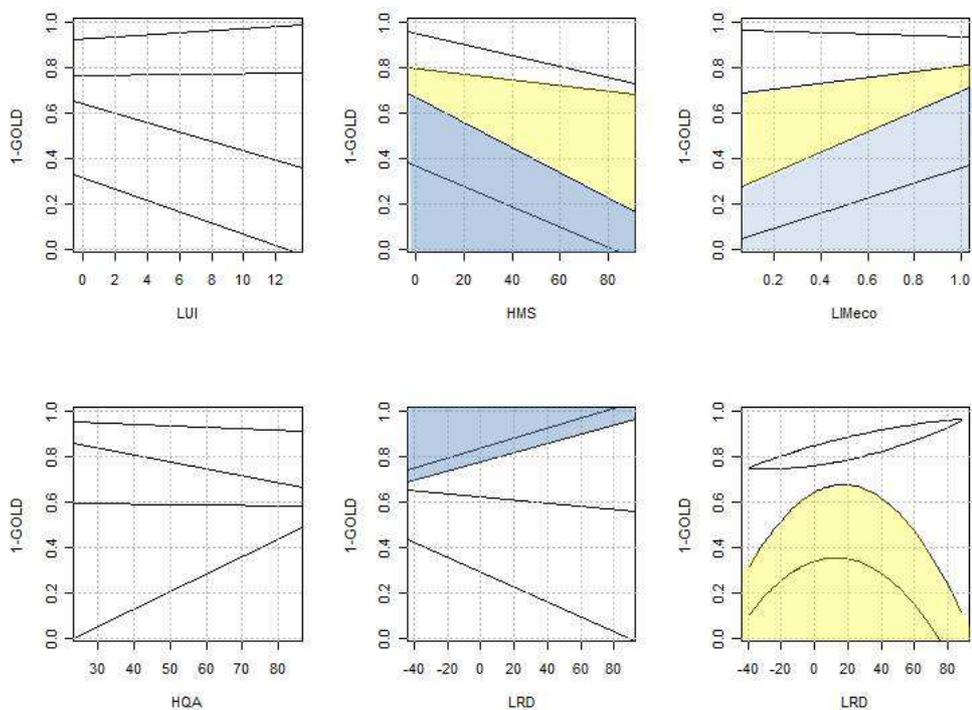
Mesohabitat: RIFFLE
 Indice: Shannon



Note: la metrica Diversità di Shannon presenta forti relazioni con tutti i descrittori di pressione (particolarmente nella parte bassa della distribuzione) ed è considerata una metrica di tipo “generico”. Rispetto ai risultati ottenuti in Pool non presenta relazioni con l’indicatore LRD.

Predictor	lower (6)	central (6)	upper (5)	Total	R	Intensità	Sign
LUI	0	0	0	0	ns	ns	
HMS	6	2	0	8	CL	Strong in L	(-)
LIMeco	4	3	0	7	CL	Strong in L	(+)
HQA	1	0	0	1	ns	ns	
LRD (lineare)	1	1	5	7	U	Strong	(-)
LRD (polinomio1)	3	0	1	4	LL	Weak	(-)
LRD2(polynomio2)	3	0	0	3	LL	Weak	(-)

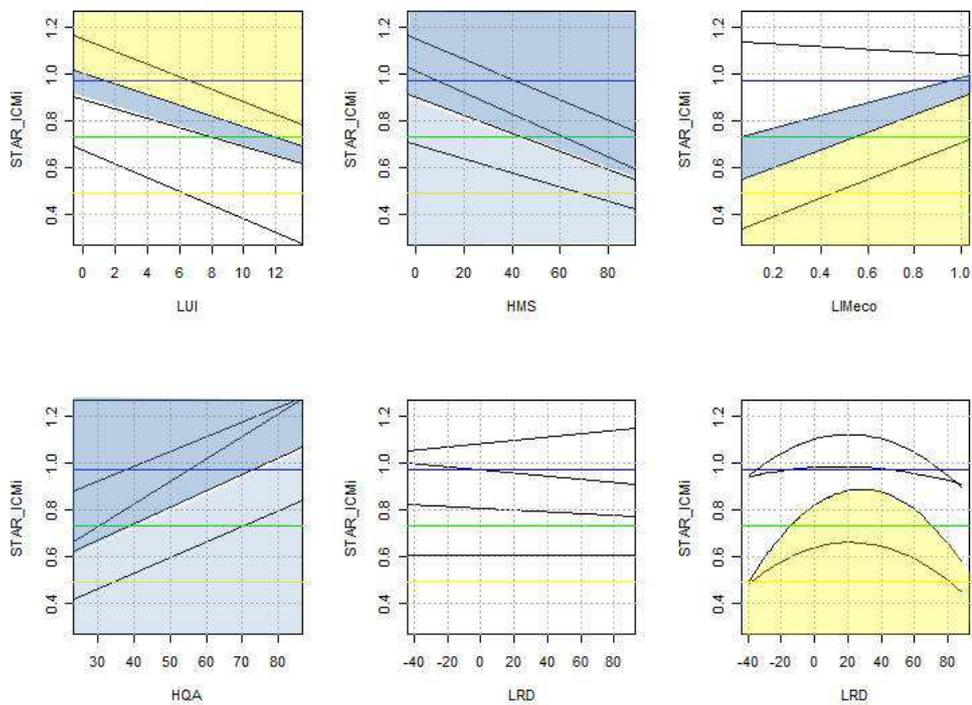
Mesohabitat: RIFFLE
 Metrica: 1-GOLD



Note: La metrica 1-GOLD è particolarmente relazionata nel riffle alle alterazioni di tipo idromorfologico ed alla qualità dell'acqua (LIMeco), risulta inoltre influenzata anche dall'indicatore LRD presentando una risposta a "campana" indicando una diminuzione dovuta agli estremi lenticci-lotici.

Predictor	lower (6)	central (6)	upper (5)	Total	R	Intensità	Sign
LUI	1	6	3	10	CU	Strong	(-)
HMS	4	6	4	14	WR	Strong	(-)
LIMeco	2	5	0	7	CL	Strong in C	(+)
HQA	4	6	5	15	WR	Strong	(+)
LRD (lineare)	0	0	0	0	ns	ns	ns
LRD (polinomio1)	0	0	0	0	ns	ns	ns
LRD2(polinomio2)	3	1	1	5	LL	Weak	(+ -)

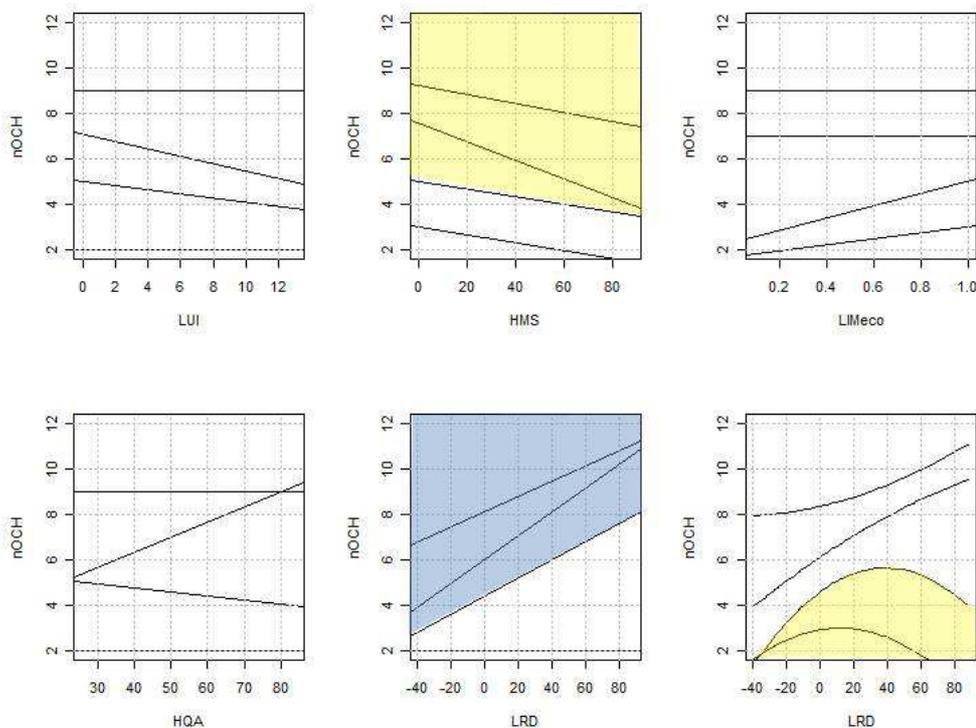
Mesohabitat: RIFFLE
 Indice: STAR_ICMi



Note: L'indice multimetrico STAR_ICMi è per la sua natura (indice di sintesi) un indice di tipo generico. Vengono indicate in grafico le soglie di qualità. Da notare come l'influenza del descrittore LRD è di tipo moderatamente significativo nella parte bassa della distribuzione proprio nel passaggio di soglia Good-Moderate. Non presenta differenze con i risultati ottenuti in Pool.

Predictor	lower (6)	central (6)	upper (5)	Total	R	Intensità	Sign
LUI	0	1	0	1	ns	ns	
HMS	0	3	3	6	CU	Weak	(-)
LIMeco	1	0	0	1	ns	ns	
HQA	0	0	0	0	ns	ns	
LRD (lineare)	1	6	5	11	CU	Strong	(+)
LRD (polinomio1)	5	5	0	10	LC	Strong	(+)
LRD2(polinomio2)	2	1	0	3	L	Weak	

Mesohabitat: RIFFLE
 Metrica: OCH

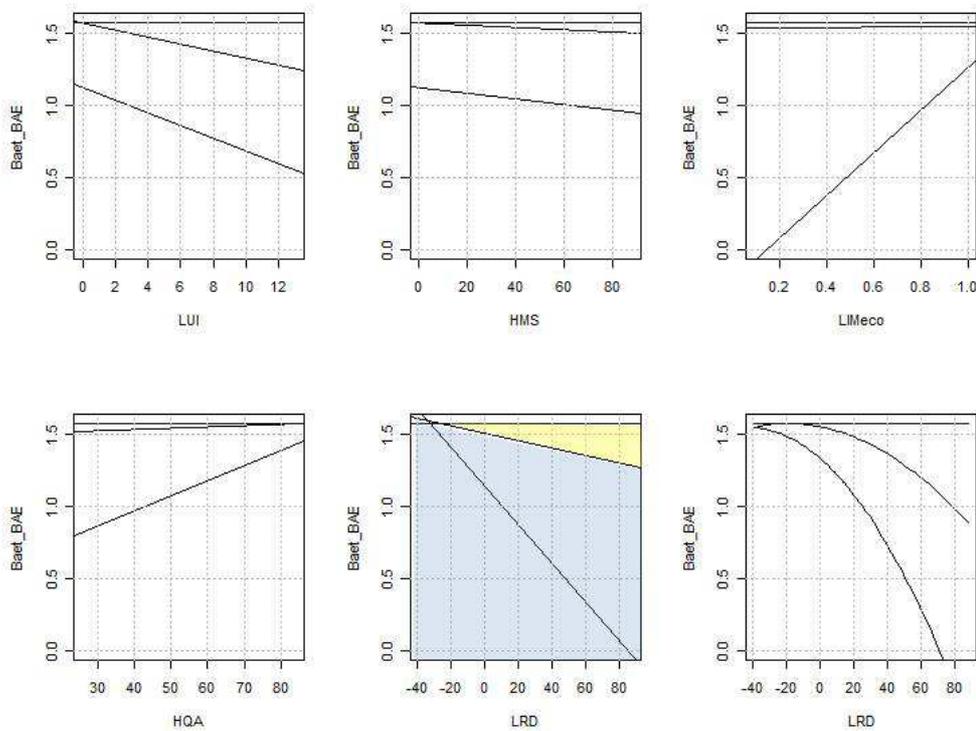


Note: La metrica OCH è basata sulle famiglie di Odonati, Coleotteri ed Eterotteri. È noto in letteratura che tali famiglie abbiano spiccate preferenze per caratteristiche lentiche di idrologia. Risulta di particolare importanza per tanto per rivelare problemi legati alla natura intermittente in gran parte dei fiumi di tipo mediterraneo. Non presenta differenze con i risultati ottenuti in Pool.

Predictor	lower (6)	central (6)	upper (5)	Total	R	Intensità	Sign
LUI	0	1	0	0	ns	ns	
HMS	0	0	0	0	ns	ns	
LIMeco	0	0	0	0	ns	ns	
HQA	0	0	0	0	ns	ns	
LRD (lineare)	4	2	0	6	CL	Strong in L	(-)
LRD (polinomio1)	6	4	0	10	CL	Strong	(-)
LRD2(polinomio2)	2	0	0	2	L	Weak	(-)

Mesohabitat: RIFFLE

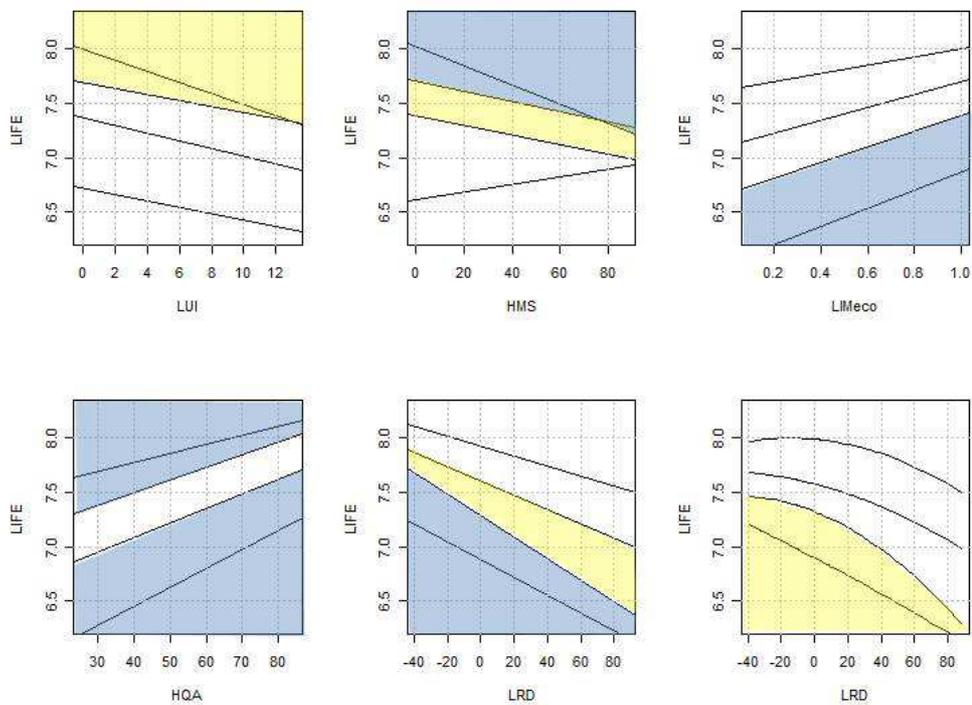
Metrica: Baetis/BAETIDAE



Note: La metrica Baetis/BAETIDAE è basata sul rapporto tra i taxa appartenenti al genere *Baetis* (notoriamente reofili) e i taxa appartenenti alla famiglia dei BAETIDAE. Presenta una risposta di tipo negativa con l'indicatore LRD ed è di particolare importanza per rivelare problemi legati alla natura intermittente in gran parte dei fiumi di tipo mediterraneo.

Predictor	lower (6)	central (6)	upper (5)	Total	R	Intensità	Sign
LUI	1	0	2	3	U	Weak	(-)
HMS	0	3	4	7	CU	Strong in U	(-)
LIMeco	5	1	0	6	L	Strong	(+)
HQA	6	1	4	11	CU	Strong	(+)
LRD (lineare)	6	3	1	10	CL	Strong in L	(-)
LRD (polinomio1)	3	0	0	3	L	Weak	(-)
LRD2(polinomio2)	0	0	0	0	ns	ns	

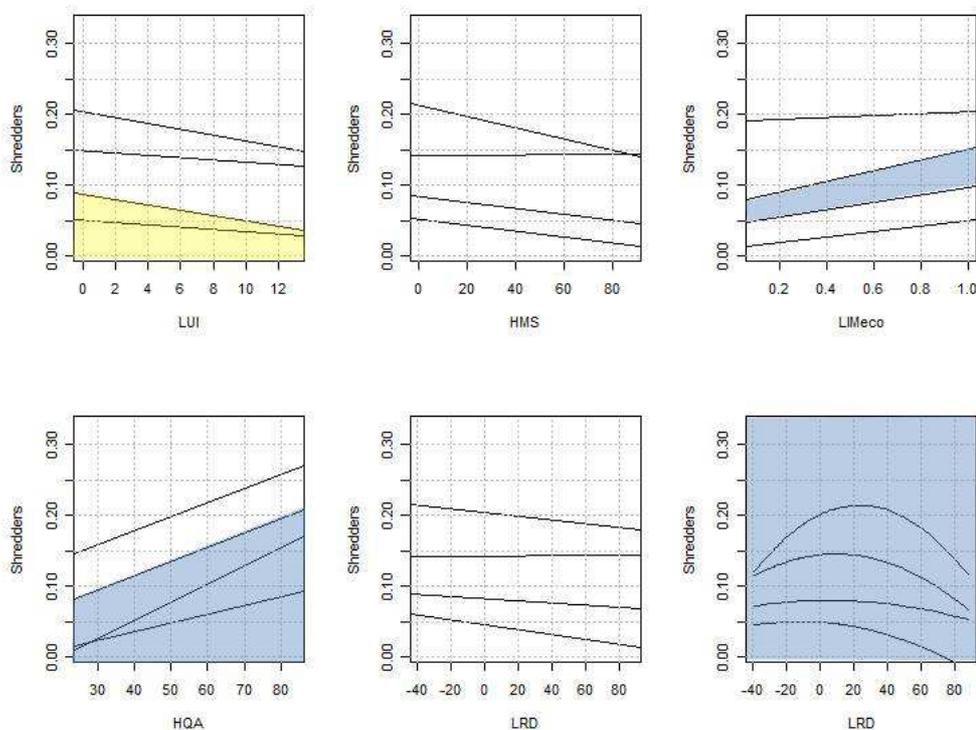
Mesohabitat: RIFFLE
 Indice: LIFE



Note: L'indice LIFE è basato sull'intera comunità di macroinvertebrati ed è stato messo a punto per definire le relazioni tra la comunità di macroinvertebrati e le caratteristiche idrologiche dei corpi idrici. Pertanto risulta particolarmente influenzata dall'indicatore LRD. Essendo però basata sull'intera comunità presenta relazioni anche con indicatori di Habitat (HQA), alterazione morfologica (HMS) e qualità dell'acqua (LIMeco).

Predictor	lower (6)	central (6)	upper (5)	Total	R	Intensità	Sign
LUI	3	1	0	4	L	Weak	(-)
HMS	0	0	0	0	ns	ns	
LIMeco	1	6	0	7	C	Strong	(+)
HQA	5	5	1	11	CL	Strong	(+)
LRD (lineare)	0	0	0	0	ns	ns	
LRD (polinomio1)	0	0	0	0	ns	ns	
LRD2(polinomio2)	6	6	5	17	WR	Strong	(+ -)

Mesohabitat: RIFFLE
 Metrica: %Shredders

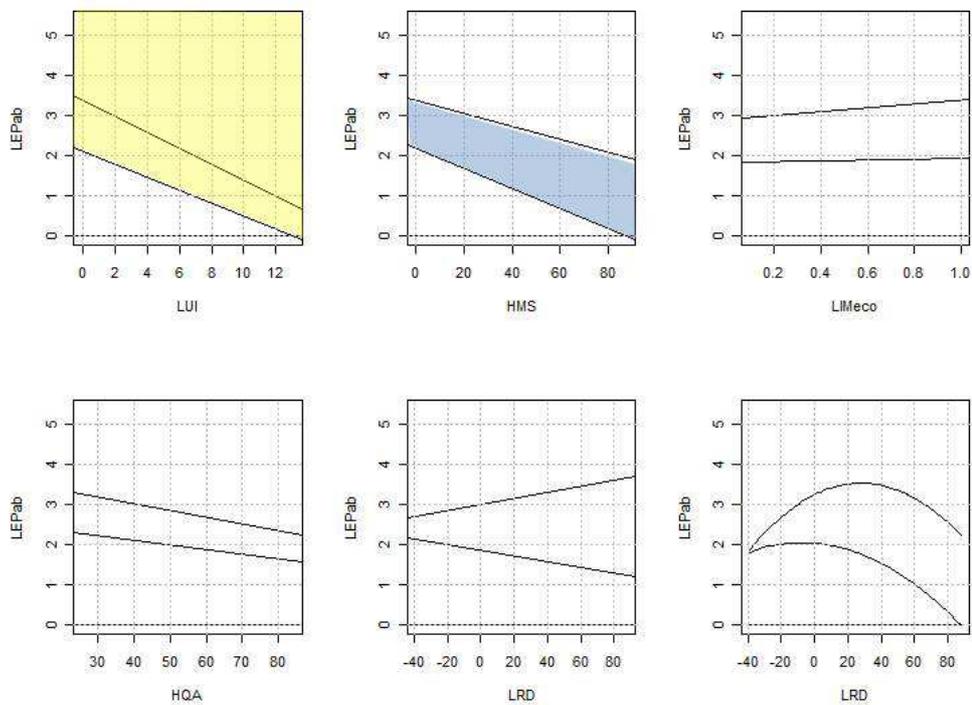


Note: la metrica % shredders è una metrica che analizza i ruoli trofici della comunità di macroinvertebrati. In particolare si basa sulla frazione dei taxa che consumano materiale grossolanamente particolato (CPOM) ed è pertanto fortemente relazionato alla disponibilità trofica delle acque (LIMeco) e alla presenza di strutture di ritenzione come alberi e rami caduti in alveo e alla presenza di foglie in decomposizione. Tali strutture vengono rilevate dalle caratteristiche di Habitat (HQA), per le quali presentano una forte associazione.. Rispetto ai risultati ottenuti in Pool presenta una forte relazione a “campana” con l’indicatore LRD.

Predictor	lower (6)	central (6)	upper (5)	Total	R	Intensità	Sign
LUI	0	4	3	7	CU	Strong in C	(-)
HMS	0	5	0	5	C	Strong	(-)
LIMeco	0	0	0	0	ns	ns	
HQA	0	0	0	0	ns	ns	
LRD (lineare)	0	0	0	0	ns	ns	
LRD (polinomio1)	0	0	0	0	ns	ns	
LRD2(polinomio2)	0	1	0	1	ns	ns	

Mesohabitat: RIFFLE

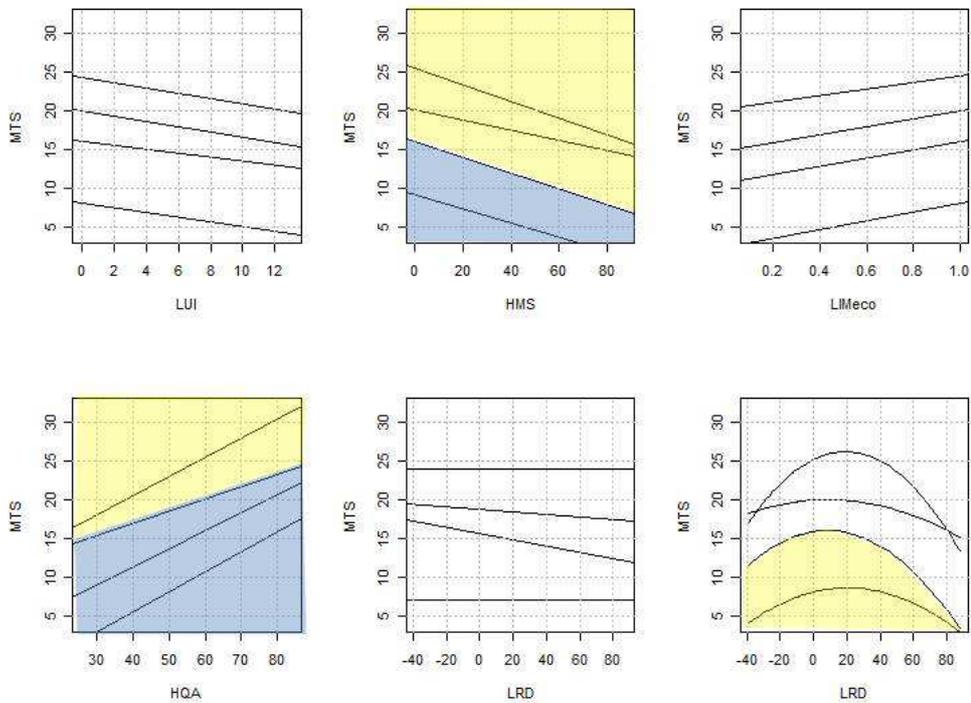
Metrica: LEPTOPHLEBIIDAE



Note: La metrica LEPab risulta specifica per le caratteristiche di Uso del suolo (LUI) e dalle alterazioni idromorfologiche.

Predictor	lower (6)	central (6)	upper (5)	Total	R	Intensità	Sign
LUI	0	0	0	0	ns	ns	
HMS	5	3	3	11	WR	Strong in L	(-)
LIMeco	1	1	1	3	ns	ns	
HQA	6	5	3	14	WR	Strong in CL	(+)
LRD (lineare)	0	0	0	0	ns	ns	
LRD (polinomio1)	0	0	1	1	ns	ns	
LRD2(polinomio2)	2	0	1	3	L	Weak	(-)

Mesohabitat: RIFFLE
 Metrica: MTS

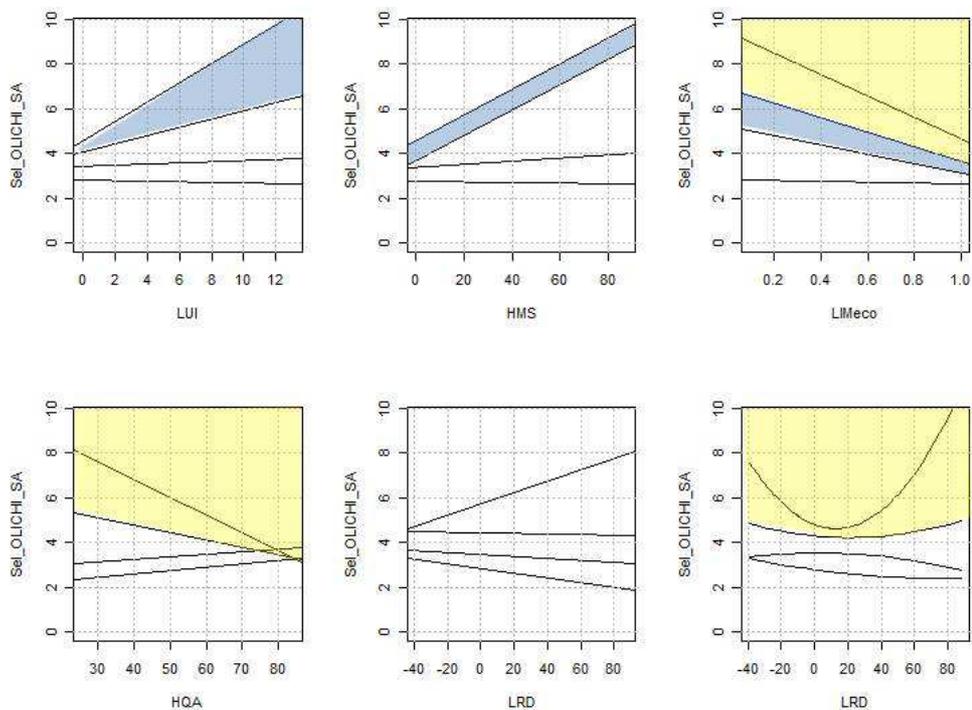


Note: Diversamente da quanto ottenuto in Pool l'indice MTS, basato sulle Unità Operazionali di Efemerotteri, presenta una forte associazioni per il descrittore HMS e HQA. Risulta pertanto più efficiente come descrittore nella zona di Riffle.

Predictor	lower (6)	central (6)	upper (5)	Total	R	Intensità	Sign
LUI	0	0	4	4	U	Strong	(+)
HMS	0	1	5	6	U	Strong	(+)
LIMeco	1	6	3	10	CU	Strong in C	(-)
HQA	0	0	3	3	U	Weak	(-)
LRD (lineare)	0	0	0	0	ns	ns	
LRD (polinomio1)	0	0	0	0	ns	ns	
LRD2(polinomio2)	0	0	2	2	U	Weak	(+)

Mesohabitat: RIFFLE

Metrica: OLIGOCHETI + CHIRONOMIDAE

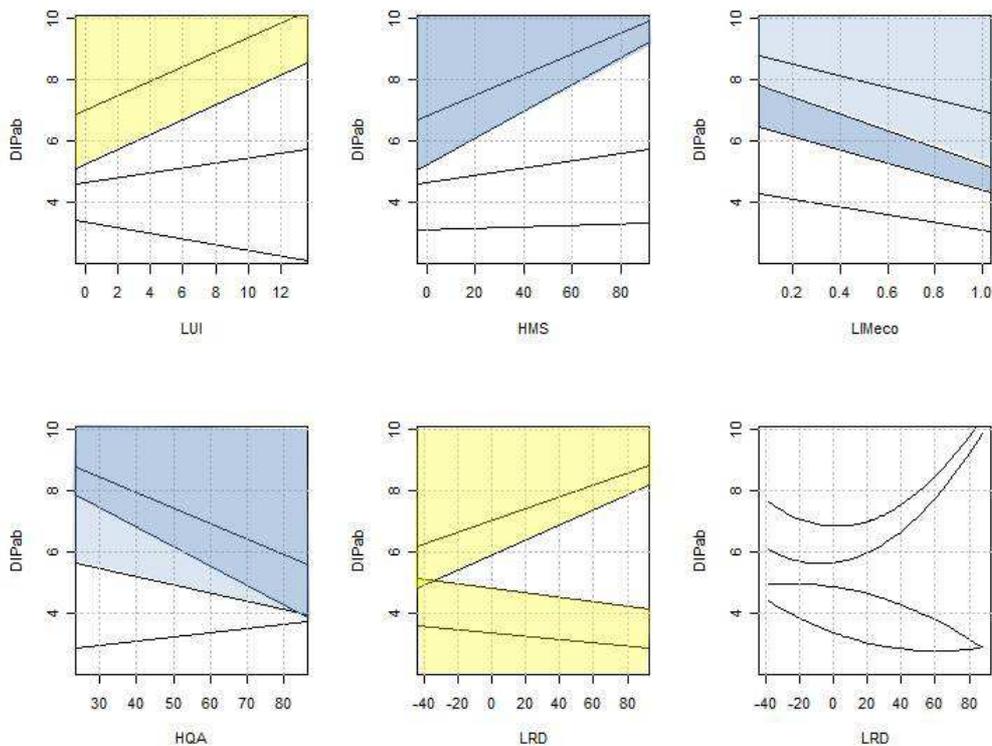


Note: La metrica Sel_OLICHI_SA è una metrica che presenta una risposta positiva al crescere degli impatti. È infatti noto che i taxa appartenenti alle famigli dei Chironomidae o dell'ordine degli Oligocheti sono considerati taxa tolleranti e rispondono con un aumento nelle abbondanze in presenza di alterazioni legate alle alterazioni idromorfologiche e di uso del suolo e duna diminuzione al crescere della ricchezza in termini di habitat (HQA) o dell'aumentare della qualità dell'acqua (LIMeco). Rispetto ai risultati ottenuti in Pool presenta migliori risposte (più significative) per l'indicatore LUI.

Predictor	lower (6)	central (6)	upper (5)	Total	R	Intensità	Sign
LUI	0	1	2	3	U	Weak	(+)
HMS	0	1	5	6	U	Strong	(+)
LIM	0	6	3	9	CU	Strong in C	(-)
HQA	0	4	4	8	CU	Strong	(-)
LRD	3	0	2	4	LU	Weak	(-) (+)
LRD1	0	0	0	0	ns	ns	
LRD2	0	0	0	0	ns	ns	

Mesohabitat: RIFFLE

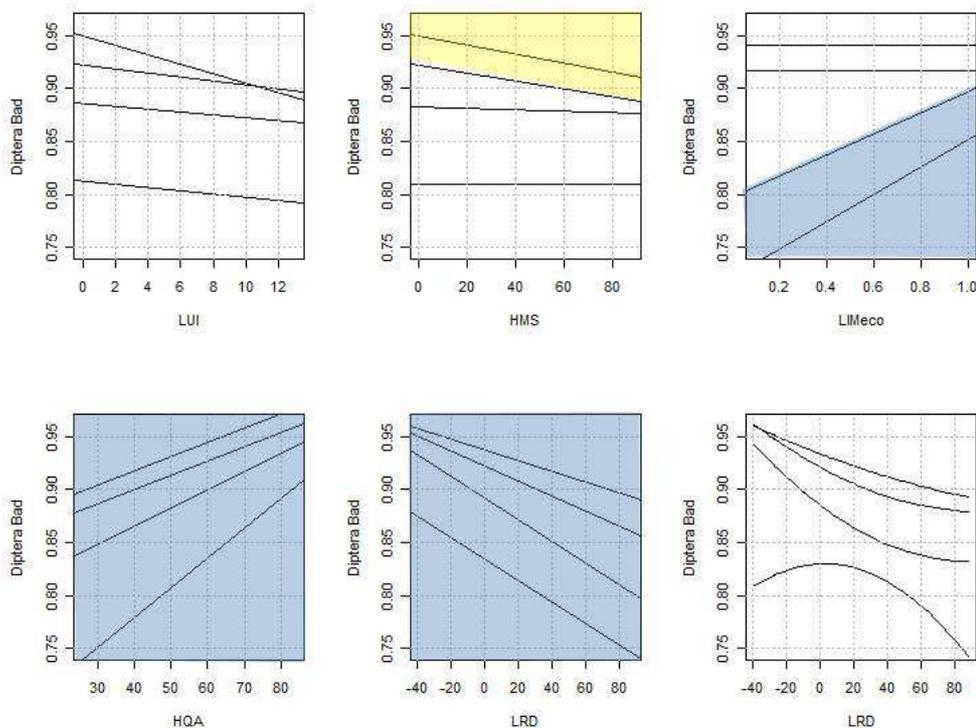
Metrica: Diptera Abundance



Note: La metrica DIPab è una metrica che presenta una risposta positiva al crescere degli impatti. È basata sulla somma delle abbondanze di ditteri gran parte dei quali vengono considerati taxa tolleranti e pertanto risponde con un aumento nelle abbondanze in presenza di forti alterazioni principalmente idromorfologiche e legate alla qualità dell'acqua (LIMeco). Rispetto ai risultati ottenuti in pool si evidenzia una forte relazione negativa con le caratteristiche di Habitat.

Predictor	lower (6)	central (6)	upper (5)	Total	R	Intensità	Sign
LUI	0	0	1	1	ns	ns	
HMS	0	0	2	2	U	weak	(-)
LIMeco	5	2	0	7	CL	Strong in L	(+)
HQA	6	6	5	17	W	Strong	(+)
LRD (lineare)	6	6	5	17	W	Strong	(-)
LRD (polinomio1)	1	6	5	12	cu	Strong	(-)
LRD2(polinomio2)	0	0	0	0	ns	ns	

Mesohabitat: RIFFLE
 Metrica: Diptera Bad



Note: nel caso del riffle, a differenza della pool, la metrica risponde non solo alle alterazioni di habitat ma anche all'inquinamento. È peraltro molto influenzata anche dal carattere lenticoloitico.

D1D5.4 - IL CONCETTO DI STATO IDROLOGICO NEI FIUMI TEMPORANEI

De Girolamo A. M.

CNR-IRSA, Istituto di Ricerca Sulle Acque del Consiglio Nazionale delle Ricerche

1. INTRODUZIONE

La Water Framework Directive (EC, 2000) introduce l'analisi degli aspetti idromorfologici a supporto della classificazione dello stato ecologico di un corpo idrico. Il regime idrologico costituisce uno dei drivers dello stato ecologico di un fiume. In particolare, nei fiumi temporanei le variazioni di portata e il tipo di flusso influenzano i fattori biotici e abiotici che regolano lo sviluppo delle comunità (Buffagni et al., 2009; Gallart et al., 2012). In questi corsi d'acqua, la naturale variabilità delle comunità bentoniche, legata al regime idrologico, potrebbe essere facilmente attribuita all'impatto antropico falsando il giudizio di qualità (Buffagni et al., 2004). Diventa pertanto fondamentale distinguere le naturali fluttuazioni della portata, così importanti per la biodiversità delle comunità biologiche, dalle alterazioni idrologiche che possono, al contrario, determinare conseguenze negative sul biota e sugli ecosistemi ripariali.

L'approccio più comune per valutare le alterazioni idrologiche è basato sull'analisi di indici ritenuti biologicamente rilevanti, valutati in condizioni naturali (pre-impact) e in condizioni reali (post-impact) (Richter et al., 1996). La determinazione degli indici necessita di dati giornalieri di portata. Questo può costituire un limite all'applicabilità della metodologia nei bacini idrografici del Mediterraneo dove la disponibilità di dati di portata, sia nelle condizioni attuali sia in condizioni indisturbate, è sovente molto limitata. In mancanza di dati misurati i modelli idrologici possono costituire un valido strumento per la valutazione delle portate. La

loro applicabilità, tuttavia, può risultare complessa e onerosa. Buona parte dei modelli, infatti, richiede un esteso set di dati e misure di portata per la calibrazione e validazione (De Girolamo and Lo Porto, 2012).

Nel presente articolo è descritto un nuovo approccio per la stima dello stato idrologico di un fiume temporaneo basato su due metriche: la *permanenza del deflusso* (M_f) e la *prevedibilità della condizione di deflusso nullo* (S_d6). Entrambi questi indici possono essere usati come indicatori del regime idrologico naturale e delle sue alterazioni.

2. MATERIALI E METODI

2.1 Protocollo MIRAGE per valutare lo stato idrologico

I bacini idrografici del torrente Celone (320 km²) e del torrente Salsola (503 km²), localizzati in Puglia, costituiscono l'area di studio del presente lavoro. I fiumi presentano un regime tipico delle regioni semi-aride del Mediterraneo, caratterizzato da una elevata variabilità inter e intra-annuale delle portate con un periodo secco più o meno lungo a cui seguono piene improvvise (Fig. 1).

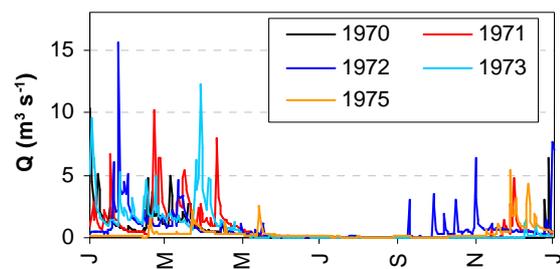


Fig. 1 - Diagramma delle portate medie giornaliere misurate nella stazione idrometrica di Celone S. Vincenzo nel periodo 1970-1975.

La presenza dell'invaso Capaccio (17,56 Mm³) costituisce la principale pressione idrologica nel bacino del Celone. Emungimenti diretti destinati a scopo irriguo e immissioni puntuali provenienti da alcuni impianti di trattamento dei reflui civili costituiscono le ulteriori pressioni idrologiche in tutta l'area di studio.

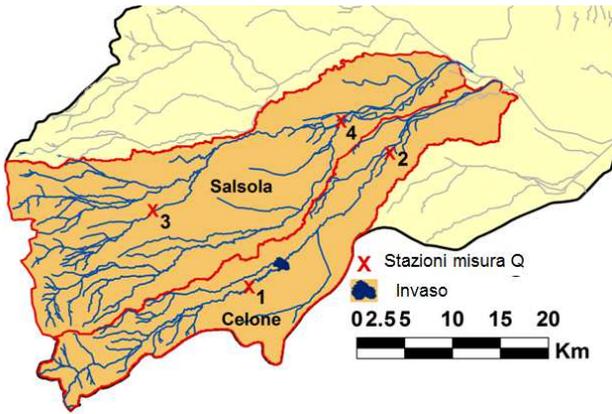


Fig. 2 - Area di Studio: bacini idrografici del Celone e del Salsola.

Il primo step della procedura consiste in una accurata analisi dell'area di studio al fine di raccogliere dati ed informazioni riguardanti il bacino e la rete idrografica, essenziali per identificare le componenti del regime che potrebbero aver subito alterazioni.

Il secondo step è l'identificazione delle sezioni significative della rete idrografica dove è necessario fare una valutazione dello stato idrologico. Nel presente lavoro è stata adottata la suddivisione della rete idrografica basata sui "corpi idrici" designati dalla Regione Puglia (CIS, 2003; DM Ambiente n. 131/2008).

L'analisi preliminare delle pressioni nei bacini esaminati suggerisce che i deflussi minimi e la durata delle condizioni estreme di minimo (low flow component) possono aver subito alterazioni in tutti i corpi idrici. Mentre a valle dell'invaso sono state presumibilmente alterate tutte le componenti del regime idrologico.

Le due metriche *permanenza del deflusso* (Mf) e la *prevedibilità della condizione di deflusso nullo* (Sd6) sono degli appropriati indicatori per valutare i cambiamenti nelle componenti del *low flow* suddette.

La prima metrica (Mf: numero annuale di mesi con deflusso non nullo) definisce la permanenza della portata e rappresenta una misura della disponibilità dell'habitat. La seconda (Sd6) caratterizza la stagionalità delle condizioni di secca e quindi la prevedibilità

della disponibilità dell'habitat. Sd6 viene calcolata con la seguente equazione:

$$Sd6 = 1 - \frac{\sum_1^6 Fd_i}{\sum_1^6 Fd_j}$$

Dove:

Fd_i è la frequenza con cui si presentano i mesi con deflusso nullo nel semestre umido

Fd_j è la frequenza con cui si presentano i mesi con deflusso nullo nel semestre secco.

Se $Fd_j = 0$ si assume $Sd6=1$.

Entrambe le metriche sono state valutate sulla base delle portate mensili. In particolare, sono state utilizzate le serie storiche di portate misurate per valutare le metriche nella condizione alterata (post-impact) e portate simulate per le condizioni naturali (pre-impact) (Tab. 1).

Tab. 1 - Caratteristiche dei dati utilizzati.

Cod.	Stazione	Pre- impact	Post- impact
R1	Celone S. Vinc.	20 anni sim	26 anni Mis
R2	Celone P.te FG	20 anni sim	11 anni Mis
R3	Salsola a Cas.	20 anni sim	25 anni Mis
R4	Salsola P.te FG	20 anni sim	30 anni Mis

2.2 Valutazione del regime idrologico naturale

Nei bacini esaminati, serie storiche di misure di portata naturale sufficientemente lunghe (20 anni) non sono disponibili. Si è fatto, pertanto, ricorso ad un modello idrologico: *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) sviluppato dall'USDA – ARS (Arnold et al., 1994). Il modello, che è dotato di interfaccia GIS, formalizza dal punto di vista matematico i processi idrologici, fisici e chimici che avvengono nel bacino: clima, crescita delle piante, bilancio idrologico, produzione e movimento di sedimenti, ciclo di nutrienti e

pesticidi. L'applicazione di questo modello, e più in generale dei modelli idrologici, richiede un'ampia serie di dati (climatici, proprietà dei suoli, uso del suolo, DEM), di informazioni relative alle pratiche agricole e di osservazioni la cui accuratezza e il cui grado di dettaglio sono determinanti nella affidabilità dei risultati. Per maggiori dettagli relativi all'applicazione del modello nell'area di studio (calibrazione e validazione, analisi di sensitività ed incertezza) si rimanda al lavoro di De Girolamo et al., (2013).

3. RISULTATI

Le due metriche sono state utilizzate come coordinate in un grafico (MIRAGE plot) al fine di avere una visione grafica del regime idrologico e delle alterazioni delle componenti del regime stesso espresse dalle due metriche (Fig. 3.). La distanza tra i corrispondenti punti in condizioni naturali ed attuali è un indicatore delle alterazioni della permanenza del deflusso in alveo e della prevedibilità del periodo di deflusso nullo.

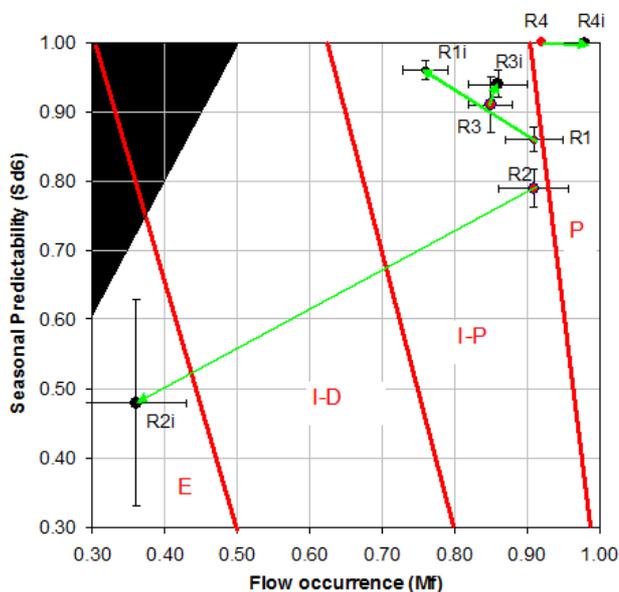


Fig. 3 - MIRAGE Plot: grafico di Sd6 e di Mf in condizioni idrologiche naturali (punti rossi) e in condizioni idrologiche alterate (punti neri). Le barre di errore rappresentano l'errore standard.

Nel grafico sono rappresentate quattro distinte aree (linee rosse) che identificano altrettanti regimi idrografici (Gallart et al., 2012). In particolare, l'area localizzata all'estrema destra contrassegnata dalla lettera P rappresenta i regimi tipici dei fiumi permanenti. L'area alla sinistra estrema rappresenta i regimi tipici dei fiumi effimeri caratterizzati da una permanenza del deflusso di pochi mesi, mentre le due aree centrali identificano due tipologie di fiumi temporanei definiti come *Intermittent-Pools* (I-P) e *Intermittent-Dry* (I-D). I primi, nella stagione estiva, sono caratterizzati da deflusso discontinuo e dalla presenza di pools. I fiumi Intermittent-Dry sono caratterizzati da un periodo di assenza di deflusso relativamente lungo con assenza di pools nel periodo estivo (Gallart et al., 2012).

Il numero di anni delle serie storiche di portate e il periodo di riferimento utilizzati nel determinare le metriche, per lo stato attuale e naturale, sono differenti. E' stata pertanto necessaria una comparazione dei valori annuali delle precipitazioni registrate sui due periodi temporali. L'alta variabilità interannuale delle precipitazioni, che è molto comune nei bacini del Mediterraneo può portare ad una sottostima o ad una sovrastima degli impatti. Dal 1990 al 2009, periodo in cui sono state valutate le portate in condizioni naturali, è stata registrata una diminuzione delle precipitazioni annuali del 5%, che è stata ritenuta trascurabile ai fini della valutazione dell'alterazione idrologica.

Nel grafico, i punti che rappresentano i corpi idrici contrassegnati come R1 ed R2, in condizioni naturali, sono localizzati nell'area del grafico designata come I-P. Nelle condizioni attuali (R1i, R2i) i punti hanno subito uno spostamento verso sinistra, ossia si è registrata una contrazione della permanenza del deflusso (Mf). In particolare, il segmento fluviale R2 mostra attualmente un regime tipicamente effimero, ben distante da quello che sarebbe il proprio regime in condizioni naturali (I-P)

mostrando, pertanto, uno stato idrologico critico.

Il corpo idrico R3 sembra non aver subito alterazioni di rilievo. Lo spostamento del punto (da R3 ad R3i) è infatti contenuto nello spazio individuato dall'errore standard (barre di errore R3). Il corpo idrico R4, nello stato attuale sembra aver subito un aumento della permanenza del deflusso (spostamento verso destra). E' evidente che in questo caso le immissioni provenienti dai depuratori dei centri abitati superano gli emungimenti, pertanto, il regime sembra essere "più permanente".

In prima analisi, dunque, l'impatto antropico sembra aver indotto un positivo effetto sul regime idrologico. In regioni semiaride ed aride, infatti, l'aumento di deflusso nel periodo estivo è generalmente interpretato in termini positivi. Le implicazioni sulla qualità ecologica, tuttavia, possono essere notevoli. I parametri chimico-fisici, quali temperatura, O₂, pH, BOD₅, N-NO₃, N-NH₄ e P potrebbero aver subito una variazione tale da modificare sensibilmente l'habitat, con conseguente sostituzione delle comunità biologiche autoctone con altre, invasive o di più basso valore ecologico.

Nell'area di studio si nota un generale incremento delle alterazioni idrologiche da monte verso valle che si manifesta principalmente con un aumento o decremento della permanenza del deflusso.

4. DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

La WFD riconosce l'alterazione del regime delle portate quale possibile causa di degrado dello stato ecologico di un corso d'acqua. La stessa Direttiva, tuttavia, non individua una metodologia per la stima delle alterazioni né differenzia i fiumi temporanei da quelli a regime permanente.

L'approccio più comunemente utilizzato per l'analisi dello stato idrologico è basato sul metodo IHA (Richter et al., 1996; The Nature

Conservancy, 2007). In Italia, il DM AMBIENTE N. 260 del 2010 introduce l'analisi idromorfologica dei fiumi e l'ISPRA definisce la metodologia di valutazione del grado di alterazione basata sul metodo IHA (ISPRA, 2011). La carenza di dati e la non facile applicabilità dei modelli idrologici costituiscono i principali limiti del metodo.

Per i fiumi temporanei le difficoltà che si incontrano nell'applicazione del metodo IHA aumentano notevolmente a causa della estrema variabilità interannuale del regime idrologico (Oueslati et al., 2009) e della difficoltà di stimare le condizioni estreme di low flow con modelli idrologici (Kirkby et al., 2011). La metodologia proposta nel presente articolo parte dalla considerazione che nei fiumi temporanei le alterazioni idrologiche attese sono variazioni dell'entità e della durata delle condizioni estreme di minimo. D'altra parte sono proprio queste alterazioni che possono indurre un marcato deterioramento della qualità ecologica dei fiumi temporanei. Il metodo analizza, pertanto, le variazioni che si registrano in due metriche che esprimono una stretta correlazione tra idrologia ed ecologia del sito.

La rappresentazione grafica consente una facile visualizzazione dello stato idrologico e offre il vantaggio di una rapida valutazione dello scostamento dell'attuale regime dal proprio stato naturale. Il termine regime in questo caso non è da intendersi comprensivo di tutte le componenti che lo rappresentano, bensì solo delle componenti espresse dalle due metriche. La metodologia fin qui esposta non esplicita specifiche classi di alterazione idrologica ma si limita ad identificare le situazioni critiche. Ulteriori studi sono necessari al fine di tradurre lo scostamento idrologico in termini di qualità ecologica. Per i fiumi temporanei, in particolare, questo aspetto è estremamente importante per una gestione sostenibile della risorsa idrica. Stabilire la deviazione massima che il regime idrologico può subire senza indurre alterazioni inaccettabili della qualità

ecologica diventa una priorità nella applicazione pratica della normativa ambientale, soprattutto nei fiumi mediterranei. Prima di creare un link tra alterazione idrologica e risposta ecologica nei fiumi temporanei è necessario identificare la naturale variabilità delle comunità biologiche in relazione agli aspetti idromorfologici in condizioni indisturbate. Il secondo step dovrebbe individuare una interfaccia tra stato idromorfologico e stato ecologico. Buffagni et al. (2009, 2010) hanno identificato nel descrittore LRD (Lentic-lotic River Descriptor) un efficace indicatore in grado di riassumere le condizioni idrauliche di un sito che sembra offrire delle potenzialità nel collegare l'idromorfologia locale con le componenti biocenotiche. Sono auspicabili, pertanto, ulteriori studi su un numero elevato di siti che contestualmente analizzino la condizione attuale, in termini idromorfologici e descrittore LRD, e la condizione indisturbata (portate e descrittore LRD in condizioni naturali). Il risultato di tali studi potrebbe portare alla definizione di una relazione tra deviazione dello stato idrologico e descrittore LRD ed alla definizione di classi di alterazione idromorfologica (Fig. 4).

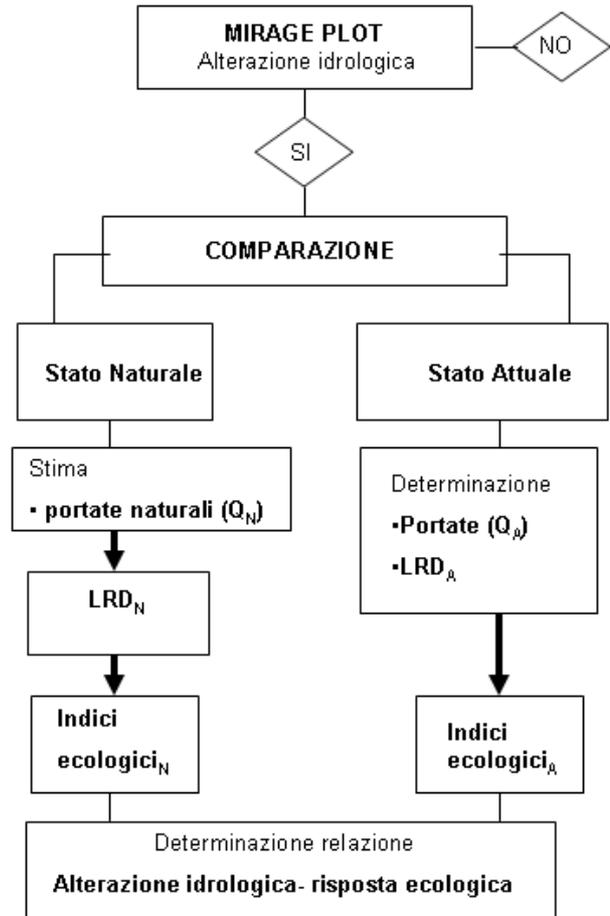


Fig. 4. Schema della metodologia.

Ringraziamenti

L'autore ringrazia sentitamente il Dott. Ing. Giuseppe Amoruso, del Servizio Regionale di Protezione Civile della Puglia, per aver fornito i dati climatici, ed il Geom. Giovanni Niro del Consorzio per la Bonifica della Capitanata per aver fornito i dati relativi ai volumi di rilascio dalla diga Capaccio e per aver offerto preziose informazioni relative alla rete idrografica ed al territorio studiato.

Un grazie particolare al dott. Giuseppe Pappagallo per la collaborazione in tutte le attività di campo.

BIBLIOGRAFIA

ARNOLD J.G., SRINIVASAN R., MUTTIAH R.S., WILLIAMS J.R., 1998. Large Area Hydrologic Modeling and Assessment Part I: Model



“Nuove tecniche di monitoraggio”. Torrente Celone (Foggia-Puglia), 2010.

- Development. J. American Water Resour. Assoc. 34(1): 73-89.
- BUFFAGNI A., ERBA S., ARMANINI D.G., DE MARTINI D., SOMARE' S., 2004. Aspetti idromorfologici e carattere lentico-lotico dei fiumi mediterranei: River habitat survey e descrittore LRD. In: Classificazione ecologica e carattere lentico-lotico in fiumi mediterranei. Quaderno 122. IRSA-CNR.
- BUFFAGNI A., ARMANINI D.G., ERBA S., 2009. Does lentic-lotic character of rivers affect invertebrate metrics used in the assessment of ecological quality?. J. Limnol. 68: 95-109.
- BUFFAGNI A., ARMANINI D.G., ERBA S., 2010. The lentic-lotic character of Mediterranean rivers and its importance to aquatic invertebrate communities. Aquat. Sci., 72: 45-60.
- CIS. 2003. River and lakes typology, reference conditions and classification systems, Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), Guidance document 10, European Commission: 86 pp. "available at: <http://circa.europa.eu>."
- DM AMBIENTE N. 260, 8 novembre 2010. Criteri tecnici per la classificazione dello stato dei corpi idrici superficiali - Modifica norme tecniche Dlgs 152/2006. SO alla GU n. 30, 7 febbraio 2011.
- DM AMBIENTE N. 131, 16 giugno 2008. Criteri tecnici per la caratterizzazione dei corpi idrici - Attuazione articolo 75, Dlgs 152/2006. SO alla GU n. 187, 11 agosto 2008.
- DE GIROLAMO A.M., LO PORTO A., 2012. Land use scenario development as a tool for watershed management within the Rio Mannu Basin. Land Use Policy 29: 691– 701.
- DE GIROLAMO A.M., LO PORTO A., PAPPAGALLO G., TZORAKI O., GALLART F., 2013. The Hydrological Status Concept. Application at a temporary river (Candelaro, Italy). River Research and Applications, submitted (1/3/2013).
- EC. DIRECTIVE 2000/60/EC of the European Parliament and the Council Directive establishing a framework for Community action in the field of water policy, Official Journal of the European Communities, Brussels, 22/12/2000.
- GALLART F., PRAT N., GARCÍA-ROGER E.M., LATRON J., RIERADEVALL M., LLORENS P., BARBERÁ G.G., BRITO D., DE GIROLAMO A.M., LO PORTO A., BUFFAGNI A., ERBA S., NEVES R., NIKOLAIDIS N.P., PERRIN J.L., QUERNER E.P., QUIÑONERO J.M., TOURNOUD M.G., TZORAKI O., SKOUKULIDIS N., GOMEZ R., SANCHEZ-MONTOYA M., FROEBRICH J., 2012. A novel approach to analysing the regimes of temporary streams in relation to their controls on the composition and structure of aquatic biota. Hydrol. Earth Syst. Sci. 16: 1-18.
- ISPRA 2011. Implementazione della Direttiva 2000/60/CE. Analisi e valutazione degli aspetti idromorfologici. Ver.1.1. Istituto Superiore per la Protezione e la ricerca ambientale, Roma. www.sintai.sinanet.apat.it/view/index.faces".
- KIRKBY, M.J., GALLART, F., KJELDSSEN, T.R., IRVINE, B.J., FROEBRICH, J., LO PORTO A., DE GIROLAMO A., 2011. Classifying low flow hydrological regimes at a regional scale. Hydrol. Earth Syst. Sci. 15, 3741–3750.
- OUESLATI O., DE GIROLAMO A.M., LO PORTO A., 2011. Trend detection in river runoff across Mediterranean river basins: Evaluation of results from Moroccan case study. Paper presented at the 8th WorldWideWorkshop for Young Environmental Scientists WWW-YES 2009: Urban waters: resource or risks? Arcueil, France, 2009.
- RICHTER B.D., BAUMGARTNER J.V., POWELL J., BRAUN D.P., 1996. A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. Conservation Biology 10: 1163-1174.
- THE NATURE CONSERVANCY. 2007. Indicators of Hydrologic Alteration Version 7.1 User's Manual.

D1D5.5 - INQUADRAMENTO CONCETTUALE, CONTESTO NORMATIVO E POTENZIALE APPLICATIVO DEL METODO CARAVAGGIO PER IL RILEVAMENTO E LA DESCRIZIONE DEGLI HABITAT FLUVIALI

Buffagni A.¹, Erba S.¹, R. Balestrini¹, M. Cazzola¹,
E. Recchia¹, L. Marziali¹, G. Pace¹, L. Terranova¹,
A.M. De Girolamo¹, R. Giordano¹, R. Pagnotta¹,

C. Belfiore^{1,2}, R. Tenchini^{1,2},

M.G. Mulas³, M.T. Pintus³, R. Casula³, G. Erbi³,

E. Sesia⁴, A. Fiorenza⁴, T. Ferrero⁴, M. Raviola⁴,
P. Botta⁴,

D. Demartini^{1,5}, D.G. Armanini^{1,5}

D. Di Pasquale⁶

J. Barquín⁷

¹ CNR-IRSA, Istituto di Ricerca Sulle Acque del Consiglio Nazionale delle Ricerche

² DEB – Università della Toscana

³ Regione Autonoma della Sardegna

⁴ ARPA Piemonte

⁵ Prothea srl, Milano

⁶ CNR-ITC, Istituto per le Tecnologie della Costruzione del Consiglio Nazionale delle Ricerche

⁷ IH – Cantabria University

1. INTRODUZIONE

La Comunità Europea nell'ultimo ventennio ha espresso due fondamentali direttive in materia ambientale, la Direttiva HABITAT (92/43/CEE) e la Direttiva Quadro sulle Acque (WFD: 2000/60/EC), che hanno determinato una trasformazione radicale della legislazione degli Stati membri, anche sovvertendo l'interpretazione e le modalità d'attuazione della tutela e della conservazione delle risorse ambientali. La Direttiva HABITAT si pone

l'obiettivo della tutela della biodiversità mirando a creare un sistema di reti ecologiche interconnesse su tutto il continente per la conservazione di habitat e specie di interesse comunitario; la WFD, solo apparentemente indipendente dalla prima, si pone l'obiettivo della tutela della risorsa acqua, in tutti i suoi molteplici aspetti, e degli ecosistemi da essa dipendenti. Nonostante le due direttive siano di fatto strettamente interconnesse, attualmente mancano degli strumenti legislativi e applicativi in grado di chiarire le potenzialità di attuazione per il perseguimento degli obiettivi convergenti. I fiumi, quando visti nella loro più ampia accezione ecologica, vanno intesi come un sistema complesso di ecosistemi - ai quali appartengono diversi habitat e specie di interesse comunitario - che si sviluppano in stretta interdipendenza con il territorio circostante. In tali ambienti, un adeguato rilevamento delle caratteristiche degli habitat nelle loro componenti fisiche abiotiche (per esempio elementi geomorfologici, idrologici e idraulici) e biotiche (elementi botanici e vegetazionali) può rilevarsi uno strumento utile all'implementazione di entrambe le direttive. Il complesso mosaico di habitat osservabili in un corso d'acqua in un dato momento è definito dalle dinamiche idrologiche (presenti e passate), dalle caratteristiche dei sedimenti, dalla litologia, dai processi geomorfologici in atto, dai fattori climatici, dagli effetti diretti e indiretti delle attività antropiche, etc. Gli habitat costituiscono in definitiva uno dei modi più espliciti di intendere l'espressione fisica degli ecosistemi fluviali, in quanto costituiscono l'interfaccia tra gli organismi biologici che abitano il fiume - ed i suoi dintorni - e il fiume stesso. Descrivere gli habitat fluviali mediante il rilevamento di opportune caratteristiche e conoscerne le condizioni, consente di valutare sia lo stato degli ecosistemi acquatici e ripari sia le potenzialità del fiume di ospitare determinate comunità biologiche o particolari specie animali e vegetali. Le relazioni tra condizioni di habitat e struttura delle comunità

biologiche sono state in tempi molto recenti oggetto del progetto LIFE+ INHABIT (LIFE08 ENV/IT/000413 www.life-inhabit.it), che ha avuto come oggetto quello di integrare le informazioni sulle caratteristiche idromorfologiche locali in misure pratiche volte al miglioramento dei Piani di Gestione dei Bacini Idrografici ai sensi della WFD. Prendendo le mosse dai risultati del progetto INHABIT, il presente contributo intende fornire un quadro concettuale, contestualizzato nel panorama normativo europeo, delle potenzialità dell'utilizzo delle informazioni di habitat, in particolare nella comprensione dei risultati della valutazione dello stato ecologico.

2. L' 'HABITAT' IN ECOLOGIA E SUA INTEGRAZIONE NEI METODI DI INDAGINE

Il termine habitat deriva dal latino *habitāre*: «abitare» e, in origine, in ecologia, è stato utilizzato per indicare le "condizioni fisiche che circondano una specie, o popolazione di specie, o raduno della specie, o comunità" (Clements e Shelford, 1939). Tra le definizioni proposte successivamente, Odum (1971) ha indicato l'habitat di un organismo (o di una popolazione) come il luogo fisico dove esso vive o dove lo si può trovare, letteralmente il suo "indirizzo civico" (*address*). Negli anni, il termine habitat e la terminologia da esso derivata, eccessivamente generica, sono stati usati nella letteratura scientifica per esprimere concetti diversi che hanno spesso determinato confusione e difficoltà di comunicazione. Ciò soprattutto in chiave di tutela delle risorse naturali e gestione degli "habitat". In termini generali, un concetto per lo più condiviso è che l'habitat metta in relazione la presenza di una data specie a determinate caratteristiche dell'ambiente fisico e biologico (Morrison et al., 1992). A conferma delle difficoltà di produrre una definizione al contempo semplice, sufficientemente comprensiva e rigorosa, è stata anche sollevata la questione della percezione umana delle connessioni tra una

specie, la sua popolazione e gli elementi ambientali: se cioè "habitat" sia semplicemente un costrutto usato dall'uomo per incasellare le forme di vita nell'ambiente (MacMahon et al., 1981).

In tempi più recenti, è stata formulata una proposta articolata di termini e concetti utili a superare tali ambiguità (Hall et al., 1997). Secondo questa formulazione, l'habitat è inteso come l'insieme di risorse e condizioni presenti in un'area che favoriscono l'insediamento di un dato organismo, garantendone nel contempo la sopravvivenza e la riproduzione. Queste risorse includono cibo, rifugio, acqua, e tutti quei fattori particolari necessari a una specie per la propria sopravvivenza e il successo riproduttivo (Leopold, 1933). Habitat è ovunque un organismo trovi le risorse che gli permettono di sopravvivere. Anche i corridoi migratori e di dispersione, o il territorio che gli animali occupano esclusivamente durante le stagioni riproduttive e non, sono quindi habitat. Gli habitat hanno una dimensione spaziale, in quanto luoghi fisici, ma anche temporale, in quanto possono essere legati alle diverse fasi della vita di un organismo. Uno stesso habitat possiede risorse che possono essere legate ciclicamente a una data specie e potrebbe essere usato da specie diverse in tempi diversi, su base annua o stagionale. Gli habitat sono selezionati dagli organismi mediante un processo attivo influenzato non solo dalle risorse ma anche da altri fattori limitanti come la competizione e la predazione; la loro disponibilità è invece definita dall'accessibilità delle risorse fisiche e biologiche. Infine, la qualità di un habitat può essere intesa come la capacità di un ambiente di garantire ad una specie le condizioni appropriate per la persistenza della popolazione o del singolo individuo, e spazia dal livello minimo che garantisce la sopravvivenza dell'individuo fino ai livelli superiori che corrispondono al sostentamento della popolazione.

In estrema sintesi, si può concepire quindi l'habitat di un organismo - o di una popolazione

- come il luogo fisico dove esso vive o dove lo si può trovare. In termini di scala, un intero ecosistema fluviale può di per sé essere un "habitat", al cui interno esisterà un gran numero di habitat più piccoli, identificabili a scale spaziali via via minori.

La definizione giuridica di habitat, con la quale si è oggi soliti confrontarsi, è dovuta alla Direttiva HABITAT (Art. 1, f) secondo la quale esso, in riferimento ad una singola specie, è l'"ambiente definito da fattori abiotici e biotici specifici in cui vive la specie in una delle fasi del suo ciclo biologico" (Regolamento D.P.R. 8 settembre 1997 n. 357 e D.P.R. 120 del 12 marzo 2003).

Nel contesto europeo, diversi metodi sono dedicati alla descrizione e alla valutazione degli habitat presenti in un considerato tratto fluviale (e.g. LAWA, 2000a, b; Muhar & Jungwirth, 1998; Agences de l'eau, 1998).

Il metodo CARAVAGGIO, come l'RHS inglese, si inserisce in questo scenario nel quale diverse definizioni di habitat sono proposte, senza tuttavia entrare nel merito della questione. Il CARAVAGGIO propone una raccolta il più possibile oggettiva delle informazioni ritenute necessarie ad una caratterizzazione ampia ed estensiva dell'ambiente fluviale, in modo che esse possano essere utilizzate per la valutazione di un elevato numero di habitat specifici altrove definiti, oltre che del "carattere" e della "qualità" generale del tratto fluviale considerato, come espresso attraverso una serie di descrittori (e.g. HQA, LRD, LUI, HMS). Nessun metodo potrebbe infatti costituire di per sé un sistema esaustivo per mappare e valutare tutti gli habitat possibili, per tutte le specie o popolazioni. Inoltre, gli ambienti fluviali – e, di conseguenza, le caratteristiche degli habitat ad essi associati – hanno spesso una forte componente di variabilità, intrinsecamente legata al dinamismo del fiume, ed esistono molti differenti approcci alla definizione dei possibili tasselli del complesso mosaico fluviale (e.g. Wadson, 1994). Ciò che il metodo fa è

"scattare delle fotografie" degli elementi fisici e biotici (piante, intese come elementi di habitat) dell'ambiente fluviale, per restituire informazioni che possano essere utilizzate per ricostruire, ad esempio, gli habitat potenzialmente presenti per le specie che di volta in volta siano oggetto di studio. Per tale motivo si pone enfasi sulla diversificazione degli elementi da rilevare, che si potrà tradurre in diversità di habitat e, quindi, a parità di altre condizioni, in biodiversità. Le stesse informazioni (quasi esclusivamente abiotiche) alla base del calcolo dei descrittori sintetici più comunemente derivati dall'applicazione del CARAVAGGIO differiscono integralmente da quelle (di natura biologica o di qualità dell'acqua) utilizzate per la valutazione della qualità ecologica, derivata spesso in larga misura da elementi legati a sopravvivenza e sostentamento di una o più popolazioni. L'accezione delle informazioni raccolte è qui puramente fisica e indipendente da un'ipotetica, determinata specie occupante.

3. QUADRO NORMATIVO DI RIFERIMENTO: LA WFD E LA DIRETTIVA HABITAT

Come già accennato, metodi quali il CARAVAGGIO si inseriscono nell'attuale quadro legislativo europeo e nazionale in materia ambientale come uno strumento idoneo all'implementazione di alcuni aspetti di due tra le più importanti normative, la WFD e la Direttiva HABITAT. Nella sua forma e sostanza, esso è primariamente orientato, ai sensi della WFD, a fornire supporto all'interpretazione dei dati biologici, alla valutazione della qualità idromorfologica dei corpi idrici e alla selezione dei "siti di riferimento", in accordo con il D.M. 260/2010.

La WFD, recepita in Italia tramite il D.lgs. 152/2006 e i relativi decreti attuativi, pone le comunità biologiche e gli ecosistemi direttamente legati agli ambienti acquatici al centro della politica di tutela e gestione dei distretti idrografici. Per la prima volta, non solo

si parla di fiumi, laghi, lagune e mare in termini di ecosistemi interconnessi che devono essere salvaguardati in quanto bene comune, ma vengono introdotti anche concetti di geomorfologia e idrologia. Lo studio e la valutazione degli elementi idromorfologici è ritenuto ora uno strumento fondamentale per comprendere e interpretare le biocenosi acquatiche, nonché cruciale per determinare lo stato ecologico elevato dei corpi idrici (le unità fisiche omogenee sulle quali si implementa operativamente la WFD). La WFD, per come è concepito l'intero impianto classificatorio, chiede inoltre di identificare dei "siti di riferimento", intesi come tratti di corsi d'acqua le cui condizioni rispecchino degli ideali di naturalità: vale a dire aree in cui la presenza umana e le fonti di impatto antropico devono essere assenti o estremamente contenute e poco significative. I siti di riferimento sono ad esempio utilizzati per derivare i valori numerici delle metriche biologiche necessari per il calcolo degli EQR (*Ecological Quality Ratio*) e la conseguente classificazione dello "stato ecologico" dei corpi idrici. Per essere identificati come in condizioni di riferimento, i tratti fluviali corrispondenti devono rispettare rigidi criteri in termini di pressioni antropiche e ottenere una valutazione di stato elevato in termini di habitat (D.M. 260/2010).

Per quanto riguarda la Direttiva HABITAT è importante sottolineare come questa, pur precedendo di alcuni anni la WFD, è a tutt'oggi in parte carente riguardo a strumenti pratici per definire lo stato degli habitat e delle specie che si prefigge di preservare. Dopo la definizione delle aree di protezione all'interno della Rete Natura 2000 e la mappatura dei biotopi e degli habitat (Carte della Natura), la Direttiva ha l'obiettivo di monitorare quegli habitat e quelle specie al fine di definire le misure di gestione per la conservazione o il ripristino degli ecosistemi d'interesse. Il CARAVAGGIO può rappresentare un sistema idoneo per la valutazione degli habitat fluviali ai fini della conservazione di specie e habitat

correlati agli ecosistemi acquatici e ripari del sistema fiume, in un'area ricca di specie endemiche e rare come il bacino del Mediterraneo.

Con particolare riferimento agli scopi delle due direttive, il metodo CARAVAGGIO consente la raccolta di dati ambientali che possono essere utilizzati, in autonomia o in combinazione con altre informazioni, per molteplici finalità tra le quali:

- Descrizione degli habitat fluviali e classificazione della loro qualità.
- Selezione di siti di riferimento e descrizione delle condizioni di riferimento tipo- e sito-specifiche.
- Supporto all'interpretazione dei dati relativi agli Elementi di Qualità Biologica (BQE), *sensu* WFD.
- Caratterizzazione degli habitat per la gestione delle risorse alieutiche e per la pesca in ambiente fluviale.
- Individuazione di habitat di pregio a supporto della Direttiva HABITAT e di altra legislazione in materia di tutela dell'ambiente.
- Tutela della biodiversità nei sistemi fluviali.
- Raccolta di informazioni per la valutazione delle capacità naturali di ritenzione dei nutrienti.
- Approfondimenti di terzo livello della tipizzazione nazionale (D.M. 131/2008).
- Definizione del carattere lenticolo-lotico dei fiumi.
- Didattica ambientale e insegnamento dell'ecologia fluviale.
- Valutazione di pressioni e impatti nei corpi idrici fluviali.
- Procedure di Valutazione di Impatto Ambientale (VIA) e Valutazione Ambientale Strategica (VAS) che interessino le aree fluviali.
- Quantificazione degli impatti dei prelievi idrici sugli habitat e sulle biocenosi fluviali.

- Valutazione degli impatti di impianti idroelettrici.
- Supporto alla definizione di portate ecologicamente accettabili per le biocenosi acquatiche.
- Stima del rischio di fallire gli obiettivi di qualità e il raggiungimento dello Stato Ecologico Buono nei fiumi.
- Caratterizzazione degli habitat in corpi idrici fortemente modificati o artificiali.
- Individuazione di misure di risanamento e tutela e verifica della loro efficacia.
- Ausilio nella predisposizione di piani di tutela e di gestione.

4. PRINCIPALI DESCRITTORI BASATI SULL'APPLICAZIONE DEL METODO CARAVAGGIO E LORO POTENZIALE APPLICATIVO

Le principali componenti ritenute necessarie per la caratterizzazione degli habitat fluviali, che trovano applicazione diretta o indiretta nella normativa esistente (e.g. D.M. 260/2010) e che occupano un ruolo di rilievo nella raccolta dati nel metodo CARAVAGGIO, riguardano:

1. diversificazione e qualità degli habitat fluviali e ripari;
2. presenza di strutture artificiali nel tratto considerato;
3. uso del territorio nelle aree fluviali e perifluviali;
4. carattere lenticolo-tico.

Il metodo CARAVAGGIO supporta il calcolo di quattro descrittori principali riferibili ai punti sopra elencati, rispettivamente: HQA, HMS, LUI e LRD.

Diversificazione e qualità degli habitat fluviali e ripari - L'*Habitat Quality Assessment score* (HQA/HQS) è in grado di stimare la diversificazione e qualità degli habitat fluviali, a loro volta legati alla qualità globale del sito (e.g. Raven et al. 1998, Balestrini et al., 2004). L'indice HQA valuta la ricchezza in habitat sulla

base di estensione e diversificazione delle caratteristiche naturali registrate (e.g. numero di tipi diversi di flusso, di substrato e naturalità dell'uso del territorio) ed è numericamente espresso come somma dei punteggi attribuiti alle singole caratteristiche.

Presenza di strutture artificiali nel tratto considerato - L'indice *Habitat Modification Score* (HMS/HMI: Raven et al., 1998) consente una quantificazione del grado di alterazione morfologica, dal punto di vista della presenza di strutture artificiali, in linea con alcune delle richieste della WFD. L'HMS è calcolato come somma di punteggi attribuiti alle diverse alterazioni morfologiche presenti: più alto è questo valore più alterato risulta essere il tratto fluviale considerato.

Uso del territorio nelle aree fluviali e perifluviali - Il *Land Use Index* (LUI) è un descrittore dell'uso del suolo sulle sponde e sulle fasce di territorio laterali al fiume nel tratto esaminato (Erba et al., 2013; in preparazione); viene calcolato attribuendo dei pesi differenziati alle diverse categorie d'uso, tenendo conto anche di alcune caratteristiche strutturali della sponda. Più è alto, maggiore è la componente antropica di utilizzo del territorio; al contrario, se assume valore 0 gli usi presenti sono esclusivamente naturali.

Carattere lenticolo-tico - Fino ad oggi, nel contesto europeo, sono state riscontrate notevoli difficoltà nel sintetizzare in modo relativamente semplice gli aspetti di habitat legati direttamente alla disponibilità d'acqua in un determinato tratto fluviale. Per compensare tale lacuna, è stato messo a punto un descrittore per la caratterizzazione degli habitat come risultanti dell'interazione tra livello dell'acqua, morfologia del canale e presenza di particolari indicatori di maggiore o minore loticità: il *Lentic-lotic River Descriptor* (LRD: Buffagni et al., 2004; 2009; 2010). Il descrittore LRD consente di caratterizzare un tratto fluviale

in termini di carattere lenticolo-tico, aspetto fondamentale, ad esempio, per valutare la comparabilità fra diverse aree fluviali in termini di biocenosi attese, per verificare l'applicabilità e l'accuratezza di molti metodi biologici di classificazione in uso e per quantificare l'impatto dei prelievi idrici.

La combinazione dei valori osservati per i descrittori HQA, HMS e LUI, previa opportuna normalizzazione, consente il calcolo dell'IQH (Indice di Qualità dell'Habitat), la cui applicazione, prevista dal D.M. 260/2010, è obbligatoria per i tratti di corpo idrico candidati a siti di riferimento (§ A.4.1.3). Le condizioni di habitat dovrebbero anche essere valutate almeno nei corpi idrici sottoposti a monitoraggio di sorveglianza, per acquisire un quadro conoscitivo più articolato in relazione all'interpretazione del dato biologico.

5. ORIGINE ED EVOLUZIONE DEL METODO CARAVAGGIO: SIMILARITÀ E DIFFERENZE CON L'RHS

Il metodo CARAVAGGIO è stato sviluppato sulla base del *River Habitat Survey* (RHS), messo a punto dall'*Environment Agency* di Inghilterra e Galles. Quest'ultimo è stato ampliato e modificato per poter descrivere e caratterizzare adeguatamente i corsi d'acqua sud europei, contraddistinti da maggiore diversificazione e dinamicità rispetto ai corsi d'acqua presenti nel Regno Unito.

River Habitat Survey (RHS)

Il *River Habitat Survey* (RHS) è stato sviluppato dall'*Environment Agency* di Inghilterra e Galles (Raven et al., 1997) per la caratterizzazione degli habitat fluviali e concepito per fornire uno strumento utile ai fini della gestione fluviale e della conservazione degli habitat. È stato estensivamente applicato sin dalla metà degli anni novanta in tutto il Regno Unito ed è attualmente uno dei metodi standard in UK per il rilevamento di alcuni aspetti

dell'idromorfologia fluviale (Raven et al., 2010; Vaughan, 2010). È funzionale alla raccolta di dati di habitat e idromorfologici, sia qualitativi che quantitativi, a differenti scale spaziali. Rispetto alle versioni inizialmente proposte, l'indagine sul campo è stata parzialmente riprogettata, testata e migliorata negli anni, in seguito a un uso estensivo sui fiumi del Regno Unito a partire dal 1994 (si veda, ad esempio, Raven, 2013). Nel 2003 è stata presentata una nuova versione dell'RHS, che rappresenta la prima grande revisione realizzata dal 1997, che ha riguardato la rettifica di alcuni elementi componenti e l'aggiornamento del manuale di applicazione.

L'RHS si configura come un inventario di caratteristiche e prevede venga registrata la frequenza di attributi relativi a: canale (e.g. tipi di flusso, tipi di substrato, presenza di barre longitudinali di deposito, tipo di vegetazione), sponda (e.g. materiale della sponda, presenza di barre di meandro o laterali), presenza di manufatti artificiali. Alcune caratteristiche sono utilizzate per il calcolo di descrittori sintetici (e.g. HMS e HQA), per cui vengono loro assegnati dei punteggi. L'RHS è un metodo semplice ed efficace per caratterizzare la struttura fisica di fiumi piccoli e medi (e.g. fino a 150 m di larghezza). Il protocollo di rilevamento, i.e. la scheda di campo, consta di 4 pagine. L'unità standard di campionamento è un tratto di fiume lungo 500 m e le caratteristiche relative all'alveo e alle sponde sono rilevate in corrispondenza di 10 transetti (*spot-checks*) posizionati a 50 m di distanza l'uno dall'altro. Le caratteristiche osservate lungo l'intero tratto fluviale vengono registrate nella sezione di rilevamento complessivo (*Sweep-up*). Esiste un'ampia letteratura scientifica e più prettamente applicativa che deriva dall'applicazione del metodo RHS, per gli utili approfondimenti si rimanda al sito web dedicato all'RHS (www.riverhabitatsurvey.org).

CARAVAGGIO

Come visto, il CARAVAGGIO, analogamente al RHS, è un metodo ideato per descrivere, caratterizzare e valutare - a grandi linee - la struttura fisica dei corsi d'acqua, fornendo nel contempo un elevato numero di informazioni di dettaglio utili per un ampio ventaglio di attività. Pur avendo conservato la filosofia generale del metodo inglese, incluso il concetto di tratto e la suddivisione spaziale in transetti - garantendo perciò la comparabilità con l'RHS -, il CARAVAGGIO ne rappresenta una decisa evoluzione. Nella sua implementazione, si è partiti dalla cosiddetta versione sud europea del RHS, il SE_RHS (Buffagni & Kemp, 2002) che, rispetto al metodo originale, consente di dare particolare rilevanza alla presenza e alle caratteristiche di canali secondari attivi e all'ampiezza relativa degli alvei bagnati (o dell'unico alveo bagnato) rispetto alla larghezza totale dell'alveo. Inoltre, per meglio caratterizzare gli habitat fluviali, dà la possibilità di rilevare due tipi di flusso e di substrato lungo ogni spot-check, anziché uno solo. Nel CARAVAGGIO tali caratteristiche sono state mantenute, ma la struttura del protocollo di rilevamento è stata riorganizzata in modo da offrire all'operatore un quadro di lettura dell'ambiente più razionale, al fine di consentire una migliore comprensione dei fenomeni in atto nel fiume stesso e di limitare gli errori di rilevamento. Vengono forniti, ad esempio, espliciti criteri per l'identificazione della sommità di sponda (*banktop*) interpretata, per certi aspetti, in modo diverso dall'RHS. Le caratteristiche delle sponde sono registrate separatamente rispetto a quelle del canale e le caratteristiche di deposito ed erosione sono registrate in una nuova sezione dedicata. Parallelamente, la lista delle caratteristiche di deposito/erosione è stata ampliata in modo significativo per meglio caratterizzare la struttura e la dinamica dell'alveo e delle sponde. Sono state inoltre aggiunte una serie di specifiche per quanto riguarda l'estensione della vegetazione riparia, le dimensioni di alveo e sponde, la pendenza

delle sponde e la posizione dell'acqua nel canale. Un ulteriore elemento di diversità rispetto al metodo RHS è rappresentato da una differente formulazione delle definizioni dell'entità di impatto di alcune delle strutture artificiali rinvenibili lungo un fiume (e.g. ponti, dighe, deflettori). Queste informazioni, comprese di specifiche, definizioni e figure illustrative, possono essere rinvenute nella chiave applicativa (*Spot-check Key*), complemento fondamentale alla scheda di rilevamento. È inoltre importante notare come maggiore enfasi sia stata data alla sezione relativa all'uso del territorio adiacente al fiume, dove le diverse categorie sono state attribuite a tre gruppi primari seguendo l'impostazione del sistema CORINE Land Cover: naturale, agricolo e urbano (artificiale). All'interno di questi raggruppamenti, la scelta è stata diversificata maggiormente aggiungendo ad esempio vigneti, uliveti, pioppeti tra gli agricoli, diversi tipi di strade tra gli urbani e comunque, più in generale, includendo usi o ambienti tipici dell'area mediterranea (e.g. cave, macchia mediterranea, sugherete) e sud europea in generale. Rispetto alla versione in uso dal 2005 (Buffagni et al., 2005), la stesura più aggiornata del metodo, corredata da un esteso manuale applicativo (Buffagni et al., 2013), apporta modifiche sostanziali alla sezione relativa ai manufatti ed in particolare alle opere trasversali in alveo. Attenzione è stata indirizzata alla stesura della parte introduttiva alle Sezioni e al riconoscimento della sommità di sponda. Alcune nuove caratteristiche (e.g. presenza di scale di monta per i pesci) sono state inserite nella scheda, mentre altre sono state leggermente modificate. La stesura del manuale, inoltre, è stata l'occasione per apportare alcune piccole correzioni di forma alla scheda e alla chiave applicativa, chiarendo alcune ambiguità e uniformandosi alla rivisitazione dei concetti e della interpretazione delle varie caratteristiche considerate.

6. SCALA SPAZIALE E TEMPORALE DI APPLICAZIONE: CONFRONTO TRA CARAVAGGIO E IQM E LIVELLI GERARCHICI DEL SISTEMA FLUVIALE

L'utilizzo delle informazioni idromorfologiche e, quindi, di habitat, è ritenuto fondamentale ai fini della caratterizzazione dell'ecosistema fluviale e necessaria, tra l'altro, per la comprensione delle risposte biologiche alle pressioni di origine antropica come previsto dall'implementazione della WFD. In questo contesto, la finalità esplicita è fornire risposte applicative al nuovo indirizzo normativo fornito dalla WFD. Al momento, in Europa si discute vivacemente su quali siano le procedure migliori di approccio alla problematica della comprensione delle relazioni tra idromorfologia ed ecologia fluviale, in vista delle prossime stesure, e successive verifiche, delle misure di gestione per i bacini idrografici. Due sono le linee di pensiero dominanti: l'impostazione geomorfologica, principalmente a scala spaziale/temporale medio-alta, e l'impostazione basata su gestione e recupero degli habitat, a scala spaziale/temporale più circoscritta i.e. tratto fluviale e tempi di risposta più rapidi.

CARAVAGGIO e IQM

In Italia, è stata sviluppata dall'ISPRA, in collaborazione con l'Università di Firenze, la metodologia IDRAIM (sistema IDR morfologico di valutazione, Analisi e Monitoraggio dei corsi d'acqua) per la valutazione morfologica dei corsi d'acqua. Nel 2011, essa è stata ufficialmente adottata nella legislazione italiana quale metodo per definire lo stato idromorfologico dei corpi idrici tramite due procedure distinte, una puramente morfologica, l'IQM (Indice di Qualità Morfologica), e una idrologica, lo IARI (Indice di Alterazione del Regime Idrologico). Essendo l'IQM un metodo geomorfologico, basato sull'osservazione e comprensione delle forme e dei processi fluviali che determinano il

funzionamento fisico del corso d'acqua (Rinaldi et al., 2011), la scala spaziale di riferimento è quella dei tratti omogenei (*reaches*) e, in secondo luogo, del bacino idrografico. La scala temporale di riferimento è pluriennale (10÷15 anni). Il metodo si pone i seguenti obiettivi: classificare lo stato morfologico e fornire agli enti preposti gli strumenti per la valutazione delle pressioni che insistono sulle aste fluviali e per la redazione delle misure da adottare per una più corretta gestione ai sensi della WFD. L'IQM non si pone in antitesi con il CARAVAGGIO poiché si colloca su un diverso livello applicativo, sia per le diverse scale, spaziali e temporali, di osservazione e valutazione, sia per le diverse informazioni raccolte, sia per le modalità di raccolta (più votato alle tecnologie da remoto l'uno, quasi esclusivamente legato al campo l'altro). L'IQM pone al centro la morfologia ed il fiume come sistema complesso di processi, trascurando volutamente le connessioni dirette con gli ecosistemi fluviali e le componenti biologiche. Il CARAVAGGIO pone al centro gli habitat fisici di cui le componenti morfologiche sono parte integrante, ma non esclusiva, valutati su scale temporali quasi immediate; gli habitat, d'altra parte, sono direttamente correlabili con le comunità biotiche effettivamente o potenzialmente presenti. La scala spaziale di applicazione del CARAVAGGIO è per principio circoscritta (tratto fluviale/porzione di *reach*), ma il metodo, se opportunamente utilizzato (i.e. scelta di tratti rappresentativi di porzioni fluviali morfologicamente e idrologicamente omogenee), può facilmente supportare la raccolta di informazioni a scale più ampie e consentire *up-scaling* alla scala del corpo idrico e anche oltre per specifiche finalità, e.g. applicazione o sviluppo di modelli previsionali sulla presenza di specie target.

In sintesi le due diverse metodologie sono funzionali agli scopi per cui sono stati sviluppate, ma al contempo, ponendosi obiettivi affini, possono e dovrebbero essere affiancate per soddisfare appieno le richieste

della WFD e, più estesamente, per supportare una gestione sostenibile dei fiumi. Presi singolarmente, entrambi offriranno una lettura parziale della complessità dei sistemi fluviali e degli ecosistemi, con il rischio di trascurare aspetti fondamentali. Utilizzati in combinazione, potrebbero viceversa costituire uno strumento completo per la comprensione delle relazioni tra le componenti fisiche e le componenti biotiche degli ecosistemi fluviali. Permetterebbero inoltre una gestione pensata su tempi e spazi di risposta mirati e differenziati secondo le esigenze. È assodato che, a seconda della scala con cui si osserva un fiume, si otterranno risposte diverse utili a scopi differenti e che non tutte le misure sono efficaci allo stesso modo su tutte le scale (e.g. Newson & Large, 2006). In termini generali, è importante porsi l'obiettivo di armonizzare le informazioni idromorfologiche raccolte mediante diversi approcci e protocolli, sia in termini di scala che di contenuti veri e propri, al fine di migliorarne l'utilizzo e rendere così più efficaci la gestione effettiva dei bacini fluviali e l'implementazione di misure di ripristino (e.g. Langhans et al., 2013).

Livelli gerarchici di un sistema fluviale, scale di risposta e implementazione della WFD

Ancora oggi, nonostante gli importanti sforzi compiuti in tal senso in Europa, non sono molte le esperienze volte a porre in relazione diretta le discipline che riguardano i vari aspetti dell'idromorfologia fluviale, a diverse scale, e.g. idrologia, geomorfologia ed ecologia (e.g. Dunbar & Acreman, 2001). Permane quindi la

sfida di riuscire a mettere a punto metodi che possano supportare adeguatamente le scelte ambientali, dal piano politico a quello gestionale su piccola scala, che siano nel contempo applicabili – ma a volte a rischio di eccessiva banalizzazione – e scientificamente solidi. Gli strumenti che dovranno essere utilizzati a tal fine si scontrano con la necessità di non trascurare i modelli gerarchici e multiscala (e.g. Frissell et al., 1986) ampiamente utilizzati per descrivere i sistemi fluviali. Questi ultimi possono essere ripresi per illustrare le difficoltà e le incertezze nella messa a punto di strumenti operativi (Newson & Large, 2006). Nella figura 1., che rappresenta un adattamento di quanto proposto in Newson & Large (2006), si rappresentano i livelli gerarchici di un sistema fluviale in funzione del grado di risposta alle misure gestionali (e i relativi tempi) e della rilevabilità di risposta delle biocenosi (e relativa verificabilità dell'efficacia delle misure). Salendo lungo la scala spaziale, si allarga anche la dimensione temporale - e quindi i tempi di risposta si allungano – mentre, in parallelo, scendono il livello di conoscenza e di potenzialità d'intervento. Specularmente, ai piedi della scala, dove si trova il microhabitat - l'unità fluviale più circoscritta e al massimo livello di dettaglio - i tempi di risposta agli interventi si riducono notevolmente e sono relativamente elevati il grado di conoscenza e la capacità di intervento diretto. A ogni livello gerarchico sono stati associati alcuni punti di contatto con le esigenze di implementazione della WFD.

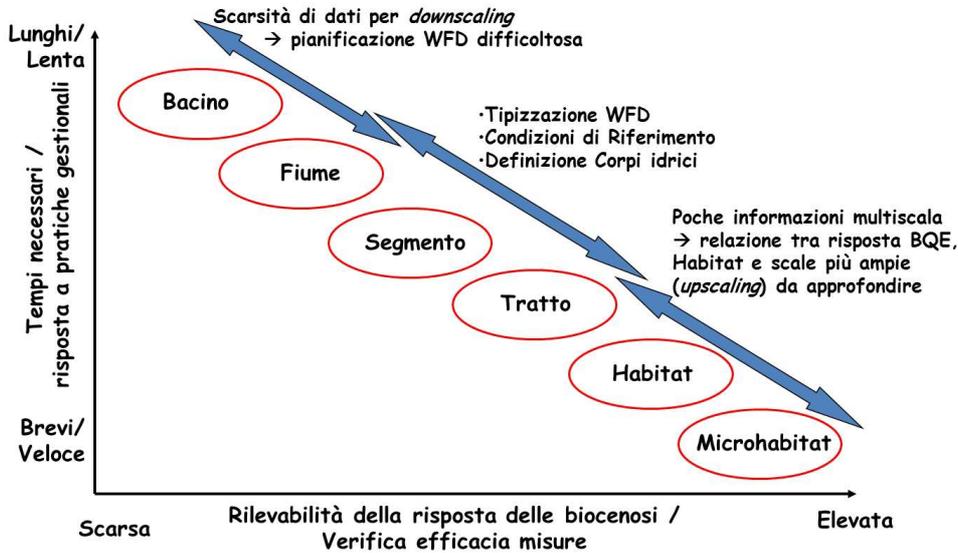


Fig. 1 - Quadro conoscitivo e implicazioni applicative della implementazione della WFD a diverse scale spaziali (da Newson & Large, 2006 mod.).

Gli elementi mediani, non a caso, sono quelli riconducibili ai corpi idrici *sensu* WFD; proprio perché centrali, essi rappresentano un livello su cui metodi diversi si possono incontrare muovendosi da e verso gli ambiti che sono loro più pertinenti. Sostanzialmente, i principi olistici ai quali la WFD si ispira - tutela della risorsa acqua in tutte le sue forme e tutela degli ecosistemi acquatici - esigono la pianificazione a livello di corpo idrico e di bacino o, meglio, distretto idrografico (tramite lo strumento dei Piani di gestione); ciò determina la necessità di considerare l'approccio geomorfologico nello studio dei fiumi a fini gestionali, in quanto è l'unico che può sostenere una visione funzionale a quelle scale. D'altro canto, però, il principio portante della WFD è la tutela degli ecosistemi e della biodiversità degli ambienti acquatici - attraverso la valutazione dei diversi Elementi di Qualità Biologica -, verso la quale la sola geomorfologia non può fornire risposte esaurienti e strumenti sufficienti. Lo studio

degli habitat fluviali, dalla scala di microhabitat a quella del tratto fluviale - come realizzato attraverso il CARAVAGGIO - è in grado di offrirsi come anello di congiunzione tra i processi geomorfologici e idrologici e le risposte biologiche, rappresentando quindi un indispensabile strumento di comprensione degli "effetti" di una serie di fenomeni, naturali e non, che si manifestano a varie scale. Ai sensi della WFD, la corretta interpretazione degli effetti rilevati sulle biocenosi o sulla stessa struttura degli habitat, la pianificazione di misure di ripristino e la verifica della loro efficacia, potranno cioè assai difficilmente prescindere da valutazioni dell'habitat fluviale. Da ciò deriva che, anche solo ai fini della WFD, diversi metodi di rilevamento idromorfologico dovranno essere affiancati, al fine di fornire risposte adeguate alle molteplici necessità introdotte dalla WFD stessa, a prescindere dal fatto che ciò sia specificato o meno nei testi normativi (e.g. D.M. 260/2010). Accanto al supporto alla quantificazione delle pressioni e alla caratterizzazione idrologica, fondamentali

per diverse ragioni, l'informazione idromorfologica raccolta dovrebbe quindi essere in grado di fornire una lettura dell'ambiente fluviale da almeno due principali punti di vista:

- a) le tendenze evolutive delle aree fluviali, i.e. processi attivi e funzionalità geomorfologica, sia perché ciò è fondamentale per la predisposizione di piani di gestione efficaci, sia perché spesso sono tali processi a determinare, soprattutto nel medio/lungo periodo, la struttura degli habitat fluviali;
- b) le caratteristiche idromorfologiche in termini di habitat, in quanto la loro descrizione è fondamentale per l'interpretazione dei dati biologici, per la quantificazione delle condizioni di riferimento, per la taratura dei sistemi biologici di classificazione e per la quantificazione degli effetti dei prelievi idrici.

A tale riguardo, è opportuno ricordare che i due contesti sopra citati si reggono su attività sperimentali e informazioni spesso mutuabili e offrono ampie possibilità di integrazione.

7. GIUDIZI DI QUALITÀ E CONDIZIONI DI RIFERIMENTO IDROMORFOLOGICHE

L'applicazione in campo del CARAVAGGIO restituisce delle "fotografie" degli habitat presenti nel fiume, senza sovrapporvi un giudizio di qualsivoglia natura; non si vogliono cioè definire un habitat o una determinata combinazione di caratteristiche osservate come "buoni" o "cattivi" a prescindere. Il rischio di applicare inconsapevolmente un pregiudizio, anche solo estetico, alla valutazione delle condizioni fisiche di ciò che si sta osservando potrebbe essere significativo e può dipendere, ad esempio, dalla formazione culturale dell'osservatore, dai suoi interessi specifici e, evidentemente, dalle finalità per le quali il rilievo degli habitat viene condotto. Ad esempio, una sponda in erosione potrebbe

indurre l'idea di una sponda "danneggiata"; gli effetti di un'ondata di piena in alveo possono indurre l'idea di vegetazione e porzioni di ecosistema distrutti irrimediabilmente; una parte dell'alveo che cambia assetto e forma può indurre l'idea della presenza di una fonte di alterazione. Queste valutazioni possono essere per nulla, parzialmente o interamente corrette secondo la prospettiva adottata al momento della loro formulazione. Se calati nell'ottica della dinamica naturale del fiume e dei suoi processi, spesso tali eventi si ridimensionano a ciò che in genere rappresentano realmente: aspetti di un sistema in continuo cambiamento, la cui valenza positiva o negativa, non può che dipendere dalle finalità principali del rilievo e di come l'informazione sarà utilizzata. È quindi importante che la caratterizzazione di un'ipotetica caratteristica fluviale venga effettuata separando la fase di rilievo/descrizione (in campo o meno) da quella di analisi e di giudizio. In questo modo, oltre a garantire maggiore imparzialità, l'applicazione di un determinato metodo/approccio potrà rivelarsi utile anche per finalità diverse da quelle per le quali l'applicazione viene condotta in un dato momento. La medesima informazione potrà essere valutata e "giudicata" quindi diversamente in contesti diversi e mediante distinti descrittori che siano eventualmente stati proposti/sviluppati. Le stesse modalità di rilevamento e di archiviazione dell'informazione raccolta, che dovrebbe poter quindi supportare usi molteplici, sono cioè non secondari nelle valutazioni di carattere idromorfologico e degli habitat fluviali. A supporto di un uso multiplo dell'informazione e di una maggiore obiettività durante il rilievo, è perciò auspicabile che la fase di giudizio (e.g. della qualità idromorfologica o di habitat) sia sempre distinta, e successiva, rispetto alla fase di rilevamento.

Il fatto di dover rilevare le caratteristiche di un sistema, quello fluviale, in continuo

cambiamento determina anche una notevole difficoltà nel definire delle condizioni di riferimento idromorfologiche, in quanto esiste il rischio che esse cambino, in modo non facilmente valutabile, in base alla scala temporale che si sta usando. Ciò non significa tuttavia che dal punto di vista degli habitat fluviali non sia possibile individuare condizioni di riferimento per e.g. i diversi tipi fluviali ai sensi della WFD. Con il metodo CARAVAGGIO, il rilievo di un'ampia gamma di caratteristiche è funzionale sia all'applicazione di descrittori, utili alla descrizione tipologica dei fiumi – qualora ciò si riveli utile ed appropriato - sia alla sintesi dei principali fattori di variabilità dell'habitat, ad esempio in relazione a specifiche comunità biotiche per le quali si voglia definire l'idoneità dell'ambiente ad ospitarle. In termini più generali, ciò significa ugualmente che la formulazione di misure di intervento o ripristino sugli ambienti fluviali, per essere funzionale agli obiettivi che ci si pone, non dovrà trascurare la quantificazione della variabilità naturale di alcuni elementi che concorrono a definire gli habitat nel loro complesso, distinguendola nel contempo dagli eventuali effetti delle attività antropiche sui medesimi habitat.

8. HABITAT E BIOCENOSI: PERCHÉ REGISTRARE LE CONDIZIONI DI HABITAT

Risulta chiaro come la valutazione degli habitat possa anche essere considerata un approfondimento delle caratteristiche idromorfologiche utile a valutare se, a scala locale, gli effetti di eventuali alterazioni idrologiche o morfologiche meglio rilevabili attraverso indagini svolte a diverse scale spaziali e temporali siano effettivamente evidenti. Ciò, come risultato minimo, può essere ottenuto attraverso la lettura offerta dai descrittori proposti, che devono essere in grado di sintetizzare alcuni aspetti di rilievo per le comunità biologiche presenti nell'ecosistema (i.e. almeno per i BQE della WFD). Le informazioni raccolte mediante l'applicazione

del metodo CARAVAGGIO sono idonee a caratterizzare l'habitat fluviale secondo le richieste della WFD, attraverso il rilevamento di "immagini istantanee" delle sue condizioni. Il fiume e le sue comunità esistono e vivono su scale temporali e spaziali parzialmente differenti; ciononostante, ogni istantanea ci fornisce l'immagine dello stato presente e la possibilità di una sintesi del percorso effettuato per arrivare alle condizioni attuali, alle quali la biocenosi è direttamente a contatto con la porzione del proprio habitat presente in quel determinato lasso temporale e spaziale.

Ad esempio, l'importanza delle condizioni idrauliche locali nello strutturare le comunità biotiche è ampiamente riconosciuta, come anche l'influenza delle condizioni idrauliche locali su un ampio set di metriche biologiche (Buffagni et al., 2009, 2010), anche utilizzate per la classificazione dello stato ecologico *sensu* WFD. Da un lato, l'utilizzo di dati storici per ricostruire come sono state ottenute le reali condizioni di flusso nel tempo può essere molto utile, in quanto può supportare la stima di una componente di prevedibilità della comunità biologica (Gallart et al., 2012). Dall'altro, la quantità e il tipo di habitat effettivamente presenti nel momento in cui viene effettuato il rilievo sono cruciali per le biocenosi, e offrono comunque informazioni anche sulla loro storia pregressa (Buffagni et al., 2010). È ad esempio noto che il carattere lenticolo-tico (si veda il descrittore LRD, sopra) è estremamente importante in tal senso, anche per la definizione dello stato ecologico (Buffagni et al., 2009). Un aumento di lenticità i.e. più porzioni con acqua ferma o debolmente corrente, è spesso associato a una diminuzione dei valori di molte metriche spesso utilizzate per la valutazione della qualità ecologica, così causando una grave sottovalutazione della qualità ecologica. Allo stesso modo, condizioni di eccessiva loticità i.e. elevate velocità di corrente e turbolenza, possono avere effetti di importante disturbo delle biocenosi, portando

a effetti simili su molte metriche biologiche. Ne risulta che, in termini generali, può essere osservata una risposta parabolica delle biocenosi (invertebrati bentonici) al gradiente lenticolo-tico di habitat. Ciò ha importanti conseguenze sulla classificazione per la WFD, che non dovrebbero essere trascurate. In questo scenario, il “disturbo” arrecato alle biocenosi da un carattere lenticolo-tico

eccessivamente negativo (lotico) o positivo (lenticolo) (Buffagni et al., 2010), può essere mitigato da una buona diversificazione generale degli habitat, come ad esempio espressa tramite l'HQA. La figura nel seguito riporta un esempio per le comunità macrobentoniche (indice STAR_ICMi) delle aree di pool nei fiumi temporanei della Sardegna.

Elevata diversificazione dell'habitat (HQA): mitigazione dell'effetto di disturbo del carattere lenticolo-tico (LRD) estremo

STAR_ICMi (Pool mesohabitat) - Sardegna

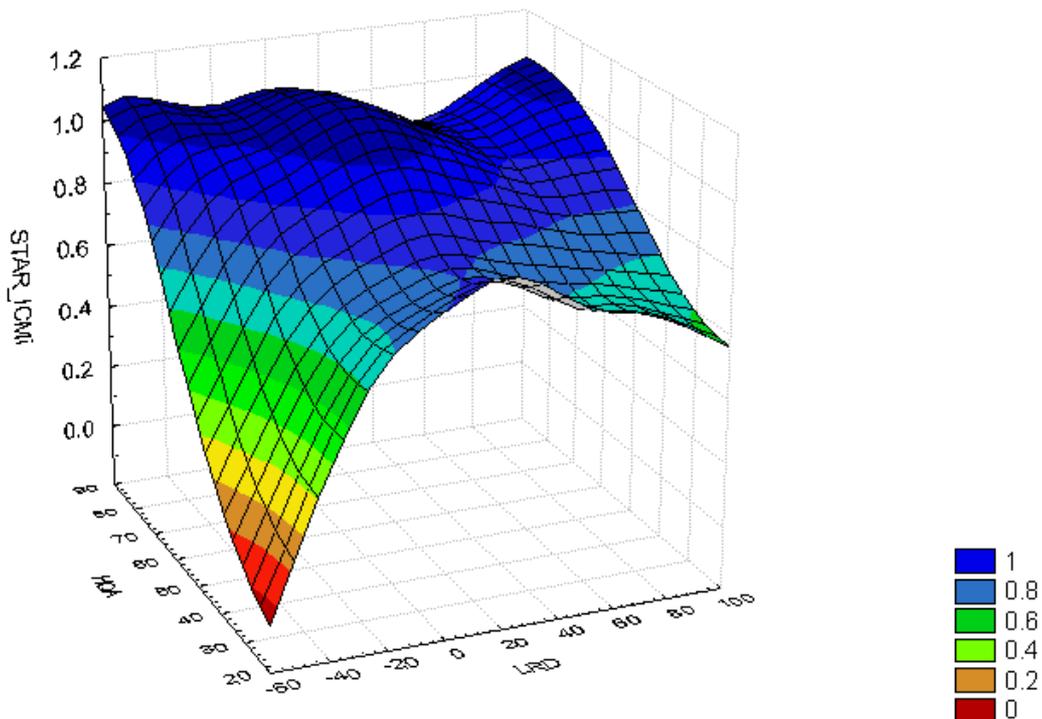


Fig. 2 – Esempio di relazione tra carattere lenticolo-tico, qualità biologica e diversificazione di habitat.

In altre parole, le biocenosi possono mostrarsi semplificate per la presenza di acqua “troppo” corrente o “troppo” ferma, ma ciò apparirà con maggiore evidenza solo quando l’habitat nel suo complesso risulta relativamente banalizzato (e.g. riduzione di rifugi, risorse trofiche, ossigeno). Quando invece l’habitat si

presenta su valori simili a quelli attesi in condizioni di riferimento, gli effetti dell’eventuale carattere lenticolo-tico “estremo” risulteranno, in genere, meno importanti. Poter disporre delle informazioni di habitat necessarie per l’interpretazione del dato biologico – e della conseguente classificazione di stato ecologico – risulta quindi

estremamente importante, e il metodo CARAVAGGIO rappresenta attualmente l'unico strumento in grado di supportare una lettura completa dell'informazione in tale direzione. Ciò sia in condizioni naturali sia in presenza di alterazioni dovute alle attività antropiche, delle quali il CARAVAGGIO offre una lettura facilmente e direttamente interpretabile.

Nell'esempio riportato, un'analisi idromorfologica condotta esclusivamente su scala spaziale più ampia – e non adeguatamente focalizzata sull'habitat - non potrebbe fornire gli elementi puntuali indispensabili alla descrizione esaustiva del contesto locale (i.e. a scala di tratto), così importante nello strutturare le biocenosi. Le medesime considerazioni valgono per le ricadute di eventuali interventi effettuati sul corso d'acqua. Un'ipotetica misura, i cui effetti da un punto di vista geomorfologico verrebbero registrati in tempi medio-lunghi, potrebbe vedere una risposta molto più rapida delle biocenosi, ma solo se realizzata ad una scala pertinente. In ogni caso, gli effetti diretti e indiretti (e.g. a valle degli effetti sui processi geomorfologici) si renderanno visibili sulle biocenosi a causa del modificarsi delle caratteristiche degli habitat presenti, che si manifesterà in modo stratificato nel tempo e a diverse scale, rendendone ancor più importante il rilevamento e il monitoraggio.

In conclusione, il metodo CARAVAGGIO può essere visto, nel contesto presentato, come un metodo adeguato per perseguire una varietà di obiettivi, tra i quali, ai diversi estremi:

- raccogliere una grande quantità di informazioni - in modo standard e in poco tempo – che possono essere utilizzate per finalità notevolmente diversificate;
- consentire, anche attraverso l'ispirazione di una originale sensibilità nei confronti dell'ambiente fiume, l'unificazione concettuale di aspetti notevoli dei sistemi fluviali, finanche

nella scoperta di dettagli solo apparentemente poco rilevanti;

- ottenere utili sintesi di alcune caratteristiche importanti degli habitat fluviali, senza allontanarsi dalla complessità evidenziata nella fase di rilevamento.

BIBLIOGRAFIA

- AGENCES DE L'EAU, 1998. SEQ Physique: A System for the Evaluation of the Physical Quality of Watercourses; Agences de l'Eau, 15 pp.
- BALESTRINI R., CAZZOLA M. & A. BUFFAGNI 2004. Riparian ecotones and hydromorphological features of selected Italian rivers: a comparative application of environmental indices. *Hydrobiologia* 516: 365-379.
- BUFFAGNI A. & KEMP J. L., 2002. Looking beyond the shores of the United Kingdom: addenda for the application of River Habitat Survey in South European rivers. *J. Limnol.* 61 (2): 199-214.
- BUFFAGNI A., ERBA S., ARMANINI D. G., DEMARTINI D. & SOMARÉ S., 2004. Aspetti idromorfologici e carattere Lenticolo-tico dei fiumi mediterranei: River Habitat Survey e descrittore LRD. In: *Classificazione ecologica e carattere lenticolo-tico in fiumi mediterranei*. Quad. Ist. Ricerca Acque, Roma 122: 41-63.
- BUFFAGNI A., CIAMPITIELLO M. & ERBA S., 2005. Il rilevamento idromorfologico e degli habitat fluviali nel contesto della Direttiva Europea sulle Acque (WFD): principi e schede di applicazione del metodo CARAVAGGIO. *Notiziario IRSA dei Metodi Analitici*, Dicembre 2005 (2): 32-46.
- BUFFAGNI A., ARMANINI D. G. & ERBA S., 2009. Does the lentic-lotic character of rivers affect invertebrate metrics used in the assessment of ecological quality? *J. Limnol.* 68(1): 92-105.
- BUFFAGNI A., ERBA S. & ARMANINI D. G., 2010. The lentic-lotic character of Mediterranean rivers and its importance to aquatic

invertebrate communities. *Aquatic Sciences* 72: 45-60.

BUFFAGNI A., D. DEMARTINI & L. TERRANOVA, 2013. Manuale di applicazione del metodo CARAVAGGIO - Guida al rilevamento e alla descrizione degli habitat fluviali. Monografie dell'Istituto di Ricerca Sulle Acque del C.N.R., Roma, 1/i, 262 pp.

CEN standard EN 14614, 2004. Water quality - Guidance standard for assessing the hydromorphological features of rivers.

CLEMENTS F. E & SHELFORD V. E., 1939. *Bio-ecology*. Wiley, New York, 425 pp.

D.M. 131/08. Decreto del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare 16 giugno 2008, n. 131: Regolamento recante i criteri tecnici per la caratterizzazione dei corpi idrici (tipizzazione, individuazione dei corpi idrici, analisi delle pressioni) per la modifica delle norme tecniche del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152, recante: «Norme in materia ambientale», predisposto ai sensi dell'articolo 75, comma 4, dello stesso decreto. Gazzetta Ufficiale n. 187 suppl. ord. n. 189 del 11 agosto 2008.

D.M. 260/2010. Regolamento recante i Criteri tecnici per la classificazione dello stato dei corpi idrici superficiali, per la modifica delle norme tecniche del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152, recante norme in materia ambientale, predisposto ai sensi dell'articolo 75, comma 3, del medesimo decreto legislativo. G.U. 30 del 7 Febbraio 2011.

D.Lgs. 152/06. Decreto Legislativo 3 aprile 2006, n. 152 – Norme in materia ambientale. Gazzetta Ufficiale n. 88, suppl. ord. n. 96. del 14 aprile 2006.

D. P. R. n. 357, 1997. Decreto del Presidente della Repubblica 8 settembre 1997, n. 357. Regolamento recante attuazione della direttiva 92/43/CEE relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali, nonché della flora e della fauna selvatiche. G.U. N. 284 DEL 23-10-1997, S.O. n.219/L.

D. P. R. n. 120, 2003. Decreto del Presidente della Repubblica 12 marzo 2003, n. 120.

Regolamento recante modifiche ed integrazioni al decreto del Presidente della Repubblica 8 settembre 1997, n. 357, concernente attuazione della direttiva 92/43/CEE relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali, nonché della flora e della fauna selvatiche. G.U. n. 124 del 30.05.2003.

DUNBAR M. J., & ACREMAN M. C., 2001. Applied hydro-ecological science for the twenty-first century. *Hydro-ecology: Linking hydrology and aquatic ecology*. Int. Assoc. of Hydrol. Sci. Publ 266: 1-17.

ERBA S., PACE G., DEMARTINI D., DI PASQUALE D., DÖRFLINGER G. & BUFFAGNI A., 2013. Land use at the reach scale as a major determinant for benthic invertebrate community in Mediterranean rivers of Cyprus. In preparazione.

EUROPEAN COMMISSION, 1992. Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. *Official Journal of the European Communities* L 206, 22.7.1992, p. 7–50.

EUROPEAN COMMISSION, 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: 1–72.

FRISSELL C. A., LISS W. J., WARREN C. E. & HURLEY M. D., 1986. A hierarchical framework for stream habitat classification. *Viewing streams in a watershed context*. *Environmental Management* 10: 199-214.

GALLART F., PRAT N., GARCÍA-ROGER E. M., ET AL., 2012. A novel approach to analysing the regimes of temporary streams in relation to their controls on the composition and structure of aquatic biota. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* 16: 3165-3182.

HALL L. S., KRAUSMAN P. R. & MORRISON M. L., 1997. The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wildl. Soc. Bull.* 25: 173-182.

- LANGHANS S. D., LIENERT J., SCHUWIRTH N., REICHERT P., 2013. How to make river assessments comparable: A demonstration for Hydromorphology. *Ecological Indicators* 32: 264-275.
- LAWA, 2000a. Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland. Handbuch zum Übersichtsverfahren, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Munich.
- LAWA, 2000b. Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland. Verfahrensbeschreibung für Vor- Ort-Kartierungen kleiner bis mittelgroßer Fließgewässer.
- MACMAHON J. A., SCHIMPF D. J., ANDERSON D. C., SMITH K. G., & BAYN R. L. JR., 1981. An organism-centered approach to some community and ecosystem concepts. *J. Theor. Biol.* 88: 287-307.
- MORRISON M. L., MARCOT B. G. & MANNAN R. W., 1992. *Wildlife-habitat Relationships: Concepts and Applications*, University of Wisconsin Press, Madison.
- MUHAR S. & JUNGWIRTH M., 1998. Habitat integrity of running waters-assessment criteria and their biological relevance. *Hydrobiologia* 386: 195-202.
- NEWSON M. D. & LARGE A. R. G., 2006. 'Natural' rivers, 'hydromorphological quality' and river restoration: a challenging new agenda for applied fluvial geomorphology. *Earth Surface Processes and Landforms* 31(13): 1606–1624.
- ODUM E. P., 1971. *Fundamentals of Ecology* 3rd Ed. Saunders, Philadelphia, 574 pp.
- Raven P. J., 2013. The origins and early history of RHS. In: Tag Archives: River Habitat Survey (Posted on 28/04/2013 by Marc Naura on <http://www.riverhabitatsurvey.org>)
- RAVEN P. J., FOX P. J.A., EVERARD M., HOLMES N.T.H. & F.H. DAWSON 1997. River Habitat Survey: a new system for classifying rivers according to their habitat quality. In Boon, P. J. & D. L. Howell, (eds), *Freshwater Quality: Defining the Indefinable?* The Stationery Office, Edinburgh: 215-234.
- RAVEN P. J., HOLMES T. H., DAWSON F. J. H., FOX P. J. A., EVERARD M., FOZZARD I. R. & ROUEN K. J., 1998. *River Habitat Quality: the physical characteristics of the river and streams in the UK and Isle of Man*. Report No 2. Environment Agency, UK.
- RAVEN P. J. & DIAMOND M. (ed), 2010. Recent developments in classification, assessment and management strategies for freshwater habitats in Britain and Europe. *Aquatic Conservation* 20 (Suppl. 1), 130 pp.
- RINALDI M., SURIAN N., COMITI F. & BUSSETTINI M., 2011. IDRAIM - sistema di valutazione IDRomorfologica, Analisi e Monitoraggio dei corsi d'acqua. Manuale tecnico – operativo per la valutazione ed il monitoraggio dello stato morfologico dei corsi d'acqua. Versione 1, Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, Roma.
- VAUGHAN I. P., 2010. Habitat indices for rivers: derivation and applications. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 20 (S1): S4-S12.
- WADESON L. A., 1994. A geomorphological approach to the identification and classification of instream flow environments. *South African Journal of Aquatic Sciences* 20: 1-24.

D1D5.6 - UN APPROCCIO BASATO SU SYSTEM DYNAMIC MODEL PER LA VALUTAZIONE DEL GRADO DI ACCETTABILITÀ DELLE POLITICHE DI TUTELA DEGLI HABITAT FLUVIALI

Giordano R.

CNR-IRSA, Istituto di Ricerca Sulle Acque del Consiglio Nazionale delle Ricerche

1. INTRODUZIONE

La tutela della qualità degli habitat nei corsi idrici superficiali rappresenta uno dei principali obiettivi menzionati nella Water Framework Directive. La definizione della quantità d'acqua che sarebbe necessario rilasciare a valle di una riserva idrica rappresenta un aspetto fondamentale della problematica in esame. L'individuazione di tale quantità in termini di percentuale sul volume complessivo d'acqua derivato dalla riserva rappresenta prassi alquanto consolidata. Si può facilmente intuire come tale definizione prescindere da qualsiasi considerazione riguardo agli impatti dei volumi idrici non erogati sullo stato degli ecosistemi dei corsi idrici a valle.

Va inoltre ricordato come, in condizioni di scarsità della risorsa, come, ad esempio, durante un periodo siccitoso, i volumi immagazzinati vengano quasi interamente destinati al soddisfacimento dei fabbisogni potabili, prima, ed irrigui, poi. In tali condizioni, i volumi da destinare al corretto funzionamento degli ecosistemi vengono di fatto azzerati.

In tale prospettiva, diviene fondamentale sviluppare e porre in pratica politiche innovative inerenti l'allocazione delle risorse idriche, in grado di tener conto anche delle esigenze legate alla qualità degli habitat fluviali. Evidenze empiriche dimostrano, però, come problematiche complesse, quali quelle relative all'allocazione di una risorsa limitata tra usi conflittuali, richieda il superamento degli approcci tradizionali, basati esclusivamente

sull'imposizioni di vincoli all'utilizzo. Tali politiche si sono rivelate spesso fallimentari nel perseguire l'obiettivo di un utilizzo sostenibile della risorsa idrica (Giordano et al., 2013). Tale fallimenti sono dovuti all'assenza di considerazioni relative all'incertezza e la complessità negli approcci tradizionali, *top-down* e *event-oriented*, alla gestione delle risorse di falda Knüppe and Pahl-Wostl, 2011; Borowoski and Hare, 2007). L'eccessiva semplificazione delle catene cause-effetto in sistemi complessi può spingere i decisori ad agire come se azioni ed effetti siano contigui nello spazio e nel tempo, contrariamente a quanto accade nella realtà. Come conseguenza, i decisori sono chiamati ad affrontare l'emergere di azioni, eventi e comportamenti del sistema che non potevano prevedere, a causa della loro limitata comprensione dell'intero sistema, e che possono influenzare l'efficacia delle politiche di tutela degli acquiferi (Sterman, 2000; Sendzimir et al., 2007).

Le dinamiche inattese dei sistemi complessi possono condurre a policy resistance, la tendenza, cioè, degli interventi ad essere ritardati, diluiti o resi inefficaci dalla reazione del sistema all'intervento stesso (Sterman, 2000). Le decisioni possono anche provocare reazioni inattese dagli altri attori coinvolti/interessati nella gestione delle risorse idriche. La policy resistance è, dunque, causata dalla limitata conoscenza della complessa rete di feedback che operano nel sistema e, in modo particolare, di quelli che coinvolgono le reazioni degli altri decisori.

Al fine di incrementare l'efficacia delle politiche, riducendo le policy resistance, i decisori dovrebbero espandere i limiti delle proprie analisi e considerare l'intero sistema come un'ecologia di agenti che interagiscono tra di loro e le cui azioni non sono indipendenti le une dalle altre.

Per quanto concerne la problematica in esame, diviene fondamentale ripensare l'approccio tradizionale all'allocazione di una risorsa limitata, ponendo l'interazione tra i vari

decisori ed utenti al centro del processo. Lo scopo nel far ciò consiste nel facilitare l'evoluzione dal processo interattivo – in cui ciascun decisore prende la propria decisione in maniera indipendente ed il cui risultato finale è legato all'interazione con le decisioni degli altri attori – al processo collaborativo, in cui i decisori collaborano nella definizione di politiche condivise e consensuali (Raiffa et al., 2002).

Partendo da questi presupposti, il presente contributo descrive una metodologia basata su *System Dynamic Modelling* (SDM) in grado di simulare l'evoluzione del sistema, composto dalla riserva del Mulargia, dai vari attori decisionali, dagli utenti e dalla complessa rete di interazioni tra gli elementi fisici del sistema e gli agenti decisionali stessi. Il modello SDM viene utilizzato per valutare il livello di conflitto a seguito dell'implementazione di politiche volte alla riduzione delle derivazioni per fini irrigui e potabili, con conseguente incremento del volume destinato alla qualità degli habitat. Il contributo è organizzato nel modo seguente. Il paragrafo 2 è dedicato alla descrizione delle varie fasi della metodologia implementata. I risultati ottenuti nel caso di studio sono descritti nel paragrafo 3. Il paragrafo "discussioni e conclusioni" mira a sintetizzare le lezioni apprese nell'ambito del lavoro ed a proporre azioni volte a facilitare l'implementazione delle politiche.

2. MATERIALI E METODI

Il presente lavoro è basato sull'implementazione di una metodologia multi-step, così come descritta di seguito:

1. Strutturazione del problema;
2. Sviluppo del modello;
3. Validazione del modello;
4. Policy analysis attraverso l'uso del modello
5. Feedback da parte degli stakeholder

Le varie fasi sono descritte in dettaglio nelle sezioni successive.

2.1 Strutturazione del problema

Gli approcci tradizionali partono dall'assunto secondo cui i processi decisionali possono essere considerati come largamente razionali, in cui gli individui sono perfettamente in grado di definire il problema, di costruire l'insieme delle alternative e di esprimere le proprie preferenze, utilizzando le informazioni disponibili. Nel mondo reale, invece, non si può assumere che esista un'unica definizione del problema, ma ogni individuo ha la propria prospettiva nel definire ed interpretare una situazione problematica (Rosenhead and Mingers, 2001). L'esistenza di molteplici, valide e spesso conflittuali percezioni di uno stesso problema possono condurre ad interferenze tra le azioni intraprese da ciascun agente decisionale. La definizione che ciascun agente ha della problematica in esame influisce, infatti, sulla costruzione dell'insieme delle possibili alternative e sulla scelta dell'azione ottimale (Brugnach et al., 2011). Le azioni implementate da differenti agenti decisionali, caratterizzati da differenti percezioni del problema, possono innescare altre azioni, non coordinate o incompatibili, che non fanno altro che incrementare le discrepanze tra i vari agenti decisionali.

Partendo da questi presupposti, la fase di elicitazione e strutturazione delle differenti percezioni del problema assume un'importanza fondamentale. Nel presente contributo, questa fase è stata condotta coinvolgendo i principali decisori ed utenti delle risorse idriche immagazzinate nella riserva del Mulargia. In particolare, sono stati coinvolti i seguenti decisori:

- Regione Sardegna – Autorità di Bacino;
- Ente Acquedotto della Sardegna (ENAS);
- ABBANOVA (approvvigionamento potabile)
- Consorzio di Bonifica della Sardegna Meridionale (CBSM).

In questa fase sono state coinvolte, in qualità di stakeholder, anche le associazioni di categoria degli agricoltori della zona del consorzio summenzionato.

Interviste semi-strutturate sono state condotte con i vari decisori e stakeholder coinvolti. Le interviste miravano a raccogliere informazioni in merito a:

- Come viene gestita la risorsa idrica immagazzinata?
- Quali sono le informazioni utilizzate?
- Quali sono i rapporti tra i vari utenti?
- Quali sono le procedure per la gestione delle condizioni di emergenza?

La conoscenza raccolta è stata integrata attraverso l'analisi di documentazione ufficiale, relativa alla gestione della riserva del Mulargia (ad esempio, delibere della giunta regionale, documentazione dell'ADB, dati di monitoraggio dell'ENAS, etc.).

Per quanto concerne gli agricoltori, le informazioni raccolte riguardavano le decisioni inerenti le fonti di approvvigionamento irriguo e le scelte colturali, le informazioni utilizzate a supporto di tali decisioni ed i possibili impatti sugli obiettivi degli altri decisori.

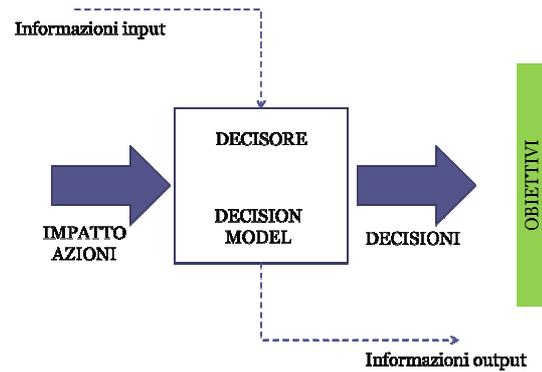


Fig. 1 - Schema di modello decisionale dei decisori.

Le informazioni raccolte attraverso le interviste sono state, in seguito, strutturate in mappe cognitive (CM), che rappresentano in maniera grafica la rete causa-effetto che caratterizza la percezione del problema da parte del decisore. Fig.2 mostra la CM sviluppata utilizzando le informazioni raccolte dal consorzio. La mappa pone in evidenza gli obiettivi del consorzio, le azioni disponibili e gli elementi che ne influenzano le scelte. La CM è costituita da elementi (variabili) e da legami causali. I legami possono essere positivi o negativi e sono caratterizzati da un differente grado di intensità. Un legame positivo da una variabile "a" ad una variabile "b" significa che una crescita di a provoca una crescita di b. Un legame negativo significa che ad una crescita di a segue un decremento di b. Il grado di intensità indica quanto intensa sia l'influenza di una variabile sull'altra (Giordano et al., 2007).

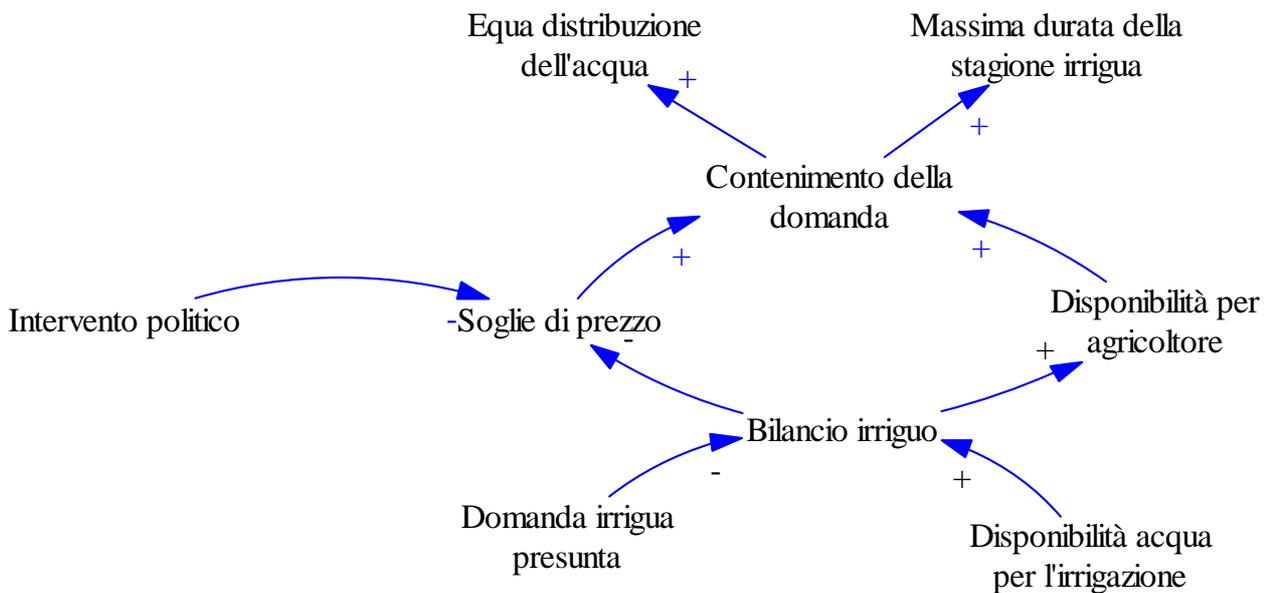


Fig.2 - Mappa cognitiva del CBSM.

Le CM sviluppate sono state validate attraverso l'interazione con gli stakeholder. La validazione ha consentito di verificare la capacità della CM di rappresentare i modelli decisionali dei vari decisori coinvolti.

Le CM hanno consentito di trarre alcune preliminari conclusioni in merito alla percezione del problema da parte di ciascun agente decisionale.

Il principale obiettivo degli agricoltori consiste nel mantenere sufficientemente alta la produzione, anche nel caso di carenza idrica. La principale decisione che caratterizza questi agenti riguarda la selezione delle colture e, di conseguenza, l'estensione delle aree irrigue. Un'altra importante decisione riguarda la scelta della principale fonte di approvvigionamento irriguo. In base a quanto appreso durante la fase di raccolta della conoscenza, queste decisioni vengono prese sulla base di informazioni relative alla disponibilità di acqua per l'irrigazione ed alle tariffe applicate dal consorzio. Il processo decisionale avviene in

tardo autunno, quando le informazioni richieste non sono ancora disponibili. Ciò implica che gli agricoltori fanno riferimento alle proprie percezioni.

In particolare, il processo decisionale degli agricoltori è fortemente influenzato dal ritardo informativo legato al processo politico per la definizione delle soglie di tariffe. L'impatto di tale ritardo informativo è descritto in dettaglio nelle pagine seguenti.

Il CBSM ha due obiettivi principali: garantire l'equa distribuzione della risorsa immagazzinata per l'intera durata della stagione; coprire interamente i costi di gestione e manutenzione della rete grazie ai contributi versati dagli agricoltori. Per raggiungere tali obiettivi, può prendere due decisioni, relative alla disponibilità minima di acqua per irrigazione, espressa in mc/ha, ed alle soglie di tariffazione. Per quanto concerne quest'ultimo aspetto, si è appreso come sia stato definito un meccanismo di soglie di prezzo crescente per limitare l'utilizzo di acqua. In altri termini, la dotazione "normale", pari a 6000 mc/ha, è caratterizzata

da una tariffa, mantenuta bassa grazie al contributo della Regione Sardegna, al fine di facilitare le attività agricole, cui viene riconosciuta la funzione di tutela del paesaggio. In caso di consumi che eccedono tale dotazione, la tariffazione aumenta in funzione delle soglie di consumo. Tali soglie sono regolate in base al volume invasato nella riserva. In caso di scarsità di risorse, al fine di contenere quanto più possibile la domanda irrigua, le tariffe vengono aumentate. Nel caso di forte crisi idrica, il CBSM procede alla riduzione della dotazione minima per agricoltore.

Come detto in precedenza, la Regione Sardegna svolge un ruolo di primaria importanza nella gestione delle risorse idriche invase nel bacino del Mulargia. Le decisioni relative alle tariffe da applicare sono frutto di un processo politico. In altri termini, in base alle valutazioni tecniche effettuate dall'Autorità di Bacino regionale e dall'ENAS, la Regione stabilisce le tariffe per ciascun uso. Tali direttive sono recepite dai gestori (CBSM e ABBANOA) ed utilizzate per definire le soglie di tariffazione per gli utenti finali. È importante sottolineare come la Regione miri a tutelare le attività legate all'agricoltura, cui viene riconosciuto un ruolo di salvaguardia e manutenzione del territorio. A tal fine, le tariffe per l'utilizzo di acqua per irrigazione sono mantenute quanto più basse possibili. La decisione relativa alle

tariffe per l'erogazione irrigua è basata sul giudizio di erogabilità, emesso dall'ENAS, ottenuto attraverso il confronto tra i volumi disponibili e la domanda irrigua, formulata da CBSM. Nel caso di valutazione negativa, a causa della scarsità di risorse accumulate, le tariffe subiscono un incremento. Tale scelta mira ad influenzare le scelte degli agricoltori ed a contenere i consumi. In realtà, tale obiettivo non è sempre raggiunto, a causa del ritardo nella formulazione della decisione, dovuto al processo politico.

2.2 Sviluppo del modello

Le CM validate sono state utilizzate come base per lo sviluppo del modello di analisi delle dinamiche del sistema (SDM). Tale modello, come già ricordato in precedenza, consente di simulare l'evoluzione del sistema, partendo dalla complessa rete di interazioni esistente tra i vari elementi del sistema stesso.

La figura 3 pone in evidenza le interazioni attese tra gli elementi fisici del sistema (in questo caso, la riserva del Mulargia) e gli agenti decisionali coinvolti nella gestione ed utilizzo delle risorse immagazzinate (Regione Sardegna, ENAS, ABBANOA, utenti finali).

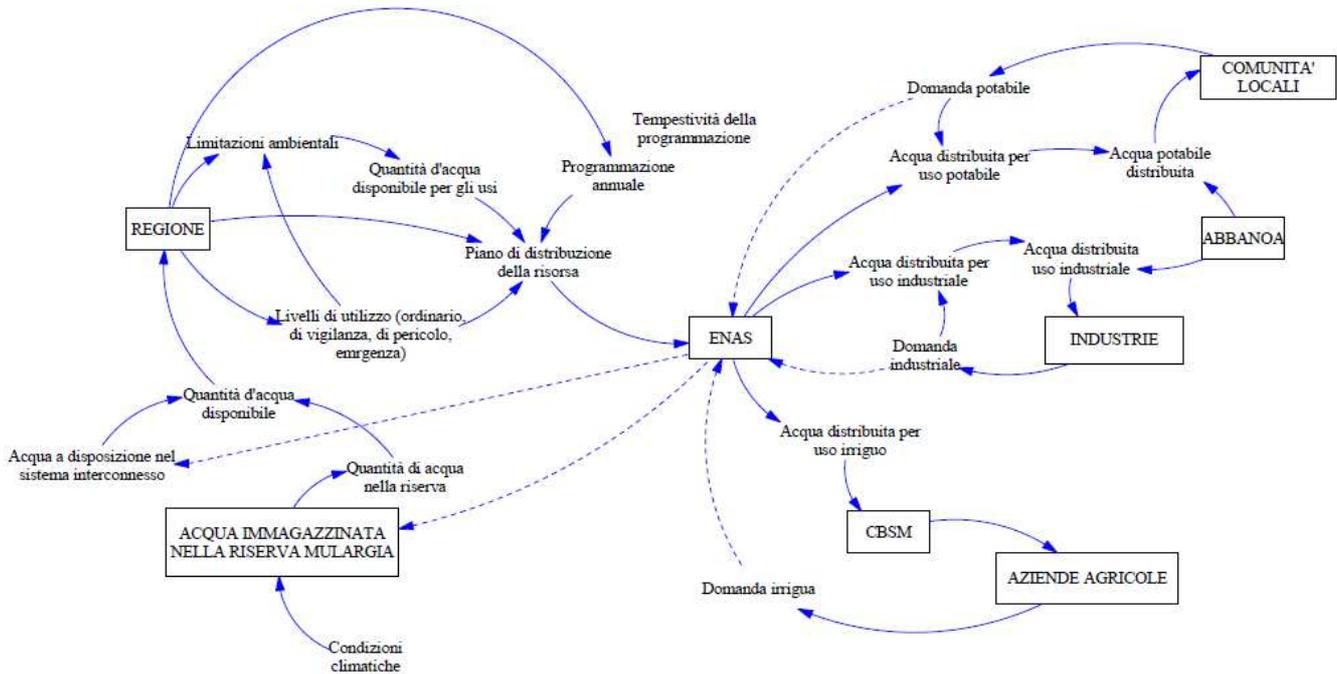


Fig. 3 - Interazioni tra i diversi elementi del sistema.

Due tipi di interazioni sono rappresentate nella figura: le linee continue rappresentano flussi materiali, caratterizzati, per lo più, da spostamenti di risorse irrigue; le linee tratteggiate rappresentano, invece, flussi di informazioni a supporto delle decisioni.

In base a quanto appreso durante la fase di raccolta della conoscenza, il dato fondamentale alla base dell'interazione tra i vari elementi riguarda la valutazione sull'erogabilità dei volumi necessari a soddisfare i diversi fabbisogni. La riserva del Mulargia è destinata a soddisfare la domanda potabile, irrigua ed industriale. In più, considerando le leggi regionali, dovrebbe rilasciare in alveo il 10% del flusso in ingresso. In caso di siccità, questo volume viene azzerato.

L'erogabilità viene valutata dalla Regione, attraverso l'Autorità di Bacino, confrontando i dati relativi al fabbisogno per i vari settori, con il volume invasato, monitorato dall'ENAS. La valutazione del fabbisogno viene effettuata dai

vari gestori: ABBANO per l'uso potabile ed industriale, il CBSM per l'irriguo.

Il giudizio di erogabilità viene, quindi, trasmesso in Regione. Il passaggio politico consente di definire i volumi da erogare per ciascun uso e le tariffe da applicare. ENAS svolge un ruolo centrale in questo flusso, in quanto si tratta dell'agente preposto al monitoraggio dei volumi ed alla raccolta delle informazioni relative ai fabbisogni.

Le informazioni rappresentano il link tra i vari agenti decisionali. Questi ultimi trattano, normalmente, le variabili al di fuori del proprio ambiente percepito come degli input esogeni, rappresentanti, quindi, le condizioni date della situazione in esame. In un sistema complesso, però, gli elementi sono legati tra loro attraverso una rete di *feedback loop*. In tali sistemi, le condizioni che vengono percepite come risultati di input esterni sono, in realtà, create all'interno del sistema a causa delle azioni degli altri elementi del sistema stesso (Sterman, 2000).

Al fine di simulare i meccanismi di feedback che governano l'evoluzione del sistema in esame, i modelli mentali strutturati in CM sono stati utilizzati per sviluppare un modello di analisi delle dinamiche di sistema (SDM), impostato come diagramma *stock-and-flow*. Gli oggetti specifici utilizzati per rappresentare la struttura del sistema sono *stock*, *flow*, *converter* e *connector*. Gli stock sono utilizzati nel modello per rappresentare le variabili che caratterizzano lo stato del sistema e generano le informazioni alla base delle decisioni e delle azioni. Due tipi di flow sono stati considerati in questo lavoro: il flusso materiale (ad es., i volumi di acqua che vengono distribuiti dalla riserva ai vari utenti) e quelli informativi (ad es., le informazioni riguardanti le tariffe per l'uso irriguo dei volumi idrici). I flussi informativi sono cruciali per determinare l'evoluzione del sistema. Le informazioni che provengono da qualche punto del sistema possono influenzare le decisioni in qualche altro elemento (Vennix, 1996). I *converter* sono utilizzati per trasformare gli input in forma di relazioni algebriche. I *connector* convogliano le informazioni da una variabile all'altra. La relazione tra la struttura e l'evoluzione del sistema è basata sul concetto di informazione, feedback, controllo e ritardo (delay) (Nandalal and Simonovic, 2003).

I modelli decisionali di ciascun agente – i loro principali obiettivi, le possibili decisioni e le informazioni utilizzate alla base dei processi decisionali – ed i legami tra di essi sono stati utilizzati per lo sviluppo del SDM.

Differenti tipi di dati sono stati utilizzati per sviluppare la struttura del modello e per definire le regole decisionali. In particolare, sono stati utilizzati dati numerici, scritti o mentali (Forrester, 1980). È stato fatto riferimento ai dati numerici per le variabili fisiche, quali, ad esempio, il volume invasato nella riserva idrica. I dati mentali fanno riferimento alla percezione del problema da parte di ciascun agente decisionale (Sterman, 2000). I dati scritti sono stati desunti dai

documenti ufficiali relativi alla gestione delle risorse immagazzinate.

La struttura del SDM è riportata in figura 4.

Il SDM è stato sviluppato integrando i modelli mentali sviluppati per ciascun agente decisionale, tenendo conto dei differenti tipi di interazione.

L'elemento centrale del SDM è la riserva del Mulargia, rappresentata come un stock. Tale variabile è caratterizzata da un flusso in ingresso, che rappresenta i volumi invasati e quattro derivazioni, tre delle quali fanno riferimento agli usi della risorsa, mentre il quarto *outflow* rappresenta il potenziale volume di acqua rilasciato nell'alveo del fiume, a tutela della qualità dell'habitat.

Il SDM consente di simulare i processi decisionali di ciascun agente, così come descritti nelle pagine precedenti. In tal senso, quindi, il sub-modello "Regione" consente di valutare l'erogabilità dei volumi, partendo dal confronto tra la domanda attesa e la disponibilità irrigua. Il risultato di questo processo decisionale riguarda la definizione delle tariffe e della dotazione irrigua per ettaro. È importante sottolineare come l'utilizzo del SDM consenta di tener conto degli *information delay* (Sterman, 2000). I ritardi informativi rappresentano i tempi necessari per i vari agenti decisionali per acquisire nuove informazioni, aggiornare i propri assunti e cambiare le proprie strategie in funzione delle nuove informazioni acquisite (Vennix, 1996). I ritardi informativi possono avere impatti negativi sulle capacità degli agenti decisionali di selezionare le azioni migliori, date le condizioni del sistema. A causa di tali ritardi, gli agenti possono non avere accesso ad informazioni aggiornate ed affidabili all'inizio del proprio processo decisionale. Per tali ragioni, le loro decisioni sono spesso basate su assunti e/o percezioni. Quando le informazioni diventano disponibili, aggiornare le attese degli agenti, riflettere e deliberare sulla scorta delle nuove informazioni emerse può richiedere una certa quantità di tempo.

Per quanto concerne il caso di studio, il SDM in figura 4 contiene tre cruciali ritardi informativi. Il primo riguarda la valutazione della domanda irrigua. Tale valutazione dovrebbe essere fatta nel momento in cui vengono prese le decisioni relative alla disponibilità dei volumi ed alla relativa erogabilità. In realtà, tali informazioni non sono disponibili. Queste decisioni vengono prese sulla base delle valutazioni del CBSM, che considera i volumi richiesti nella stagione precedente. Ciò comporta un potenziale errore nella valutazione della erogabilità.

Il secondo information delay caratterizza il processo decisionale degli agricoltori. Come riportato in precedenza, essi non hanno accesso alle informazioni relative ai volumi irrigui disponibili ed alle tariffe nel momento in cui devono prendere le proprie decisioni in merito alle colture da impiantare. Tali decisioni sono assunte sulla base di un'attesa accessibilità delle risorse del consorzio. In questo SDM, l'accessibilità della risorsa è data dalla combinazione del volume disponibile e della tariffa applicata. In altri termini, l'accessibilità misura la propensione degli agricoltori ad utilizzare la risorsa irrigua erogata dal CBSM. Una volta che tali informazioni diventano disponibili, gli agricoltori possono comparare con i propri assunti iniziali e divenire consapevoli dell'errore commesso. Grazie all'elevata interconnessione del sistema di approvvigionamento della Sardegna, che garantisce una sufficiente erogabilità dei volumi richiesti, l'errore riguarda spesso la tariffa applicata all'uso irriguo, piuttosto che la quantità d'acqua disponibile.

Un secondo meccanismo di ritardo informativo è stato introdotto nel modello. Tale meccanismo consente di simulare i tempi necessari agli agricoltori per modificare le proprie scelte. Tale ritardo dipende dal tipo di coltura selezionata e dalla tempestività con cui le informazioni riguardo l'accessibilità della risorsa vengono condivise con gli agricoltori. Una ridotta accessibilità della risorsa non si può tradurre immediatamente in una riduzione

delle aree irrigue e, di conseguenza, della domanda. Il modello consente di tener conto dei tempi necessari per la ri-pianificazione delle risorse all'interno delle aziende agricole.

Il livello di conflitto, ingenerato negli agricoltori a seguito delle decisioni prese dagli altri agenti, è calcolato come funzione dello scostamento del valore ottenuto della variabile "farmers income" rispetto a quella attesa.

2.3 validazione del modello

I dati a disposizione per la definizione del modello non sono sufficientemente dettagliati da trasformare il SDM in un modello quantitativo. Nonostante ciò, il livello di dettaglio dei dati e delle informazioni raccolte ha consentito di utilizzare il modello per simulare qualitativamente l'evoluzione del sistema in esame.

Considerando che l'obiettivo principale del modello consiste nel supportare il dibattito tra i vari decisori, la validazione è stata condotta attraverso una stretta interazione con gli stakeholder coinvolti. In questa fase si è cercato di verificare l'affidabilità del SDM nel simulare le decisioni di ciascun agente, nelle varie condizioni del sistema.

Al termine di questa fase, sono state apportate alcune modifiche al modello, con particolare riferimento alle regole di interazione tra le variabili.

3. RISULTATI

Il modello è stato utilizzato per simulare due scenari:

- *Business-as-usual*: la politica di tutela della qualità degli habitat fluviali non è stata ancora implementata.
- *Environmental flow protection*: questo scenario mira a valutare l'impatto della politica di tutela degli habitat fluviali.

Entrambi gli scenari sono caratterizzati dall'insorgere di un fenomeno siccitoso. Tale scelta è giustificata dalla consapevolezza dell'importanza dell'analisi dei conflitti nel caso

di scarsità di risorse disponibili. Il SDM è stato utilizzato per simulare l'evoluzione del sistema per un lasso temporale di 10 anni, prendendo in considerazione i meccanismi di interazione. Abbiamo assunto un impatto crescente della siccità in questi anni.

3.1 Scenario "Business-as-usual"

A causa dell'insorgere del fenomeno siccitoso, i volumi di acqua invasati nella riserva del Mulargia subiscono un decremento. Grazie all'elevata interconnessione del sistema idrico regionale, la vulnerabilità del sub-sistema Mulargia alle crisi idriche è bassa. Ciò implica che i volumi mancanti possano essere trasferiti da altri schemi idrici, con un conseguente incremento dei costi.

Grazie alle politiche regionali di redistribuzione dei costi, le tariffe sono comunque mantenute basse. In queste condizioni, gli agricoltori tendono ad aumentare le aree irrigue e, di conseguenza la domanda di acqua. Ciò comporta una elevata produttività a costi contenuti e, quindi, un basso livello di conflitto. Il secondo anno, gli agricoltori prendono le decisioni sulla base delle aspettative maturate l'anno precedente. In base a tali aspettative, gli agricoltori tendono ad incrementare le aree irrigue, con un ulteriore aumento della domanda. A causa della difficoltà del CBSM di monitorare la domanda irrigua, le politiche di gestione della riserva non cambiano, mantenendo costanti i volumi erogati e le tariffe applicate. Tali scelte comportano la drastica riduzione dei volumi invasati, con un eccessivo incremento dei costi di trasferimento delle risorse da altri schemi idrici.

Tale incremento comporta una modifica delle politiche di gestione dell'invaso, con un incremento delle tariffe, mirante a spingere gli agricoltori verso una riduzione dei consumi. Questa strategia viene implementata all'inizio della successiva stagione irrigua. A causa del ritardo informativo, connesso con il processo politico per la definizione delle tariffe, tali modifiche vengono comunicate con estremo

ritardo agli agricoltori, i quali utilizzano gli stessi volumi irrigui, in quanto non possono modificare le colture durante l'annata (secondo ritardo informativo). Alla fine della stagione, sono chiamati a pagare i volumi utilizzati in base alle tariffe in eccedenza. Ciò comporta un incremento dei costi ed una conseguente riduzione del reddito. In queste condizioni, si registra un repentino aumento del livello di conflitto tra agricoltori e gestori.

La percezione degli agricoltori in merito all'accessibilità dell'acqua consortile subisce delle modifiche, allineandosi al valore reale. Si modificano, quindi, anche le strategie degli agricoltori che, in condizioni di mercato favorevole, preferiscono mantenere un buon livello di produttività, utilizzando la falda come fonte irrigua ad integrazione dell'acqua superficiale (consorzio).

Nella fase finale della simulazione, gli agricoltori percepiscono l'emungimento da falda come non conveniente, a causa degli elevati costi (l'emungimento provoca un abbassamento del livello della falda, con conseguente incremento dei costi). In tali condizioni, tendono a ridurre le aree irrigue, al fine di mantenere bassi i costi di produzione.

La figura 5 rappresenta l'evoluzione del livello di conflitto nello scenario BAU.

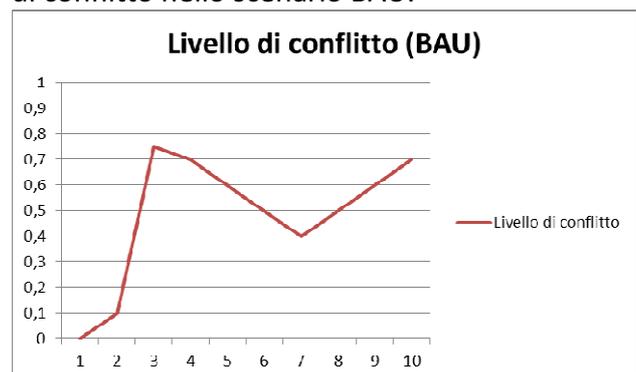


Fig. 5 - Evoluzione del livello di conflitto nello scenario BAU.

In base a quanto descritto in precedenza, il livello di conflitto subisce un incremento drastico nel momento in cui vengono modificate le strategie di gestione dei volumi irrigui. Negli anni successivi, il livello di conflitto

si riduce grazie alle capacità di adattamento degli agricoltori, che tendono ad incrementare i volumi estratti dalla falda. Ciò, però, comporta un impatto negativo sullo stato qualitativo delle acque di falda. Il successivo incremento del livello di conflitto è legato proprio alla riduzione della disponibilità della falda.

3.2 Tutela degli habitat

Il SDM è stato utilizzato per simulare l'impatto sul livello di conflitto, legato all'implementazione delle politiche di tutela degli habitat fluviali. A tal fine, è stato incrementato il valore dell'outflow "environment".

L'implementazione della politica di tutela comporta una riduzione dei volumi disponibili per l'irrigazione. L'interconnessione non consente di sopperire in pieno a tale riduzione. In tali condizioni, il livello di conflitto si manifesta subito molto alto, superiore a quello dello scenario precedente, come mostrato in fig. 6. Ciò è dovuto al fatto che, in questo caso, gli agricoltori devono fronteggiare non solo un incremento delle tariffe, ma anche una riduzione dei volumi disponibili.



Fig. 6 - Evoluzione del livello di conflitto nello scenario caratterizzato dall'implementazione della politica di tutela degli habitat.

In maniera del tutto analoga a quanto visto per il precedente scenario, gli agricoltori reagiscono incrementando il volume emunto dalla falda. Il livello di conflitto si riduce e resta pressochè costante, a causa della riduzione delle aree

irrigue, con conseguente riduzione dei costi di produzione. In questo scenario, infatti, la riduzione dei volumi erogabili, affiancata ad un incremento delle tariffe, spinge gli agricoltori verso la contrazione della domanda irrigua.

4. DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

L'analisi dei risultati delle simulazioni ha consentito di porre in evidenza le principali ragioni dei conflitti tra enti gestori ed utenti finali, con particolare riferimento agli agricoltori. Per di più, il SDM ha posto in evidenza gli elementi di forza e le principali debolezze dell'attuale sistema di gestione delle risorse irrigue. Per quanto concerne i primi, i risultati pongono in evidenza come il livello di conflitto sia tenuto ad un livello sufficientemente basso grazie soprattutto all'elevata interconnessione del sistema di approvvigionamento ed alla redistribuzione dei costi sull'intera comunità regionale.

L'interconnessione consente di ridurre la vulnerabilità di ciascun sistema nei confronti dei fenomeni siccitosi. Il trasferimento di volumi garantisce il soddisfacimento della domanda irrigua. Ciò, però, comporta un incremento dei costi che, grazie al riconoscimento del ruolo dell'agricoltura nella manutenzione e tutela del paesaggio, vengono ripartiti su tutta la comunità regionale. Ciò consente di mantenere le tariffe ad un livello accettabile per gli agricoltori, spingendoli a mantenere costante la domanda irrigua.

L'analisi dei risultati mostra il ruolo determinante giocato dai ritardi informativi nella determinazione del livello di conflitto. Gli agricoltori sembrano, infatti, essere caratterizzati da un elevato grado di adattabilità nei confronti della scarsità della risorsa. Incrementare la tempestività con cui vengono condivise le informazioni relative ai volumi effettivamente disponibili ed alle tariffe per le soglie di eccedenza appare di fondamentale importanza per influenzare le

pratiche agricole. Se gli agricoltori potessero accedere a queste informazioni all'inizio della stagione produttiva, sarebbero in grado di modificare le proprie scelte, orientandosi verso colture meno idro-esigenti, laddove possibile. Ciò comporterebbe una riduzione della domanda e, di conseguenza, un abbassamento del livello di conflitto.

Il miglioramento del monitoraggio della domanda irrigua può rappresentare una ulteriore azione necessaria per ridurre il livello di conflitto. Come si è avuto modo di descrivere in precedenza, il CBSM basa le proprie stime su dati non aggiornati. Ciò comporta, spesso, una sottostima dei fabbisogni e, quindi, un eccessivo consumo dei volumi invasati. Una valutazione più adeguata della domanda consentirebbe, di contro, una più accurata pianificazione dei volumi da rilasciare per ciascun utilizzo.

L'adozione di queste misure volte a migliorare il processo decisionale per la gestione della riserva del Mulargia consentirebbero di ridurre il livello di conflitto e, quindi, di facilitare l'implementazione delle politiche di tutela degli habitat fluviali.

Ringraziamenti

Si ringraziano sentitamente gli stakeholder coinvolti nella fase di raccolta delle informazioni, con particolare riferimento al Consorzio di Bonifica della Sardegna Meridionale, ai tecnici dell'Autorità di Bacino regionale, l'Ente Acque Sardegna (ENAS) ed ABBANOVA. Si ringraziano, inoltre, tutti i partner del progetto INHABIT, per gli input, le informazioni ed i suggerimenti ricevuti.

BIBLIOGRAFIA

BOROWSKI I., HARE M., 2007. Exploring the Gap between Water managers and Researchers: Difficulties of Model-Based Tools to Support Practical Water Management. *Water Resources Management*, 21: 1049 - 1074.

BRUGNACH M., DEWULF A., HENRIKSEN H.J., VAN DER KEUR P., 2011. More is not always better: Coping with ambiguity in natural resources management. *Journal of Environmental Management*, 92: 78-84.

FORRESTER, J.W., 1980. Information sources for modelling the national economy. *Journal of the American Statistical Association*, 75: 555-574.

GIORDANO R., PASSARELLA G., URICCHIO V.F., VURRO M., 2007. Integrating conflict analysis and consensus reaching in a decision support system for water resource management. *Journal of Environmental Management*, 84: 213-228.

GIORDANO R., D'AGOSTINO D., APOLLONIO C., LAMADDALENA N., VURRO M., 2013. Bayesian Belief Network to support conflict analysis for groundwater protection: the case of the Apulia Region. *Journal of Environmental Management*, 115: 136-146.

KNÚPPE K., PAHL-WOSTL C., 2011. A Framework for the Analysis of Governance Structures Applying to Groundwater Resources and the Requirements for the Sustainable Management of Associated Ecosystem Services. *Water Resources Management*, 25: 3387-3411.

NANDALAL K. D. W., SIMONOVIC S. P., 2003. Resolving conflicts in water sharing: A systemic approach. *Water Resources Research*, 39(12), doi:10.1029/2003WR002172

RAIFFA H., RICHARDSON J., METCALFE D., 2002. *Negotiation Analysis*, Harvard University Press, Cambridge, Massachusetts.

SCHAFFERNICHT M., 2006. Detecting and monitoring change in models. *System Dynamics Review*, 22(1): 73-88.

SENDZIMIR J., MAGNUSZEWSKI P., BALOGH P., VÁRI A., 2007. Anticipatory modeling of biocomplexity in the Tisza River Basin: First steps to establish a participatory adaptive framework, *Environmental Modelling & Software*, 22(5): 599-609.

VENNIX J.A.M., 1996. *Group Model Building*. Wiley Ltd, West Sussex, England.

D1D5.7 - IDROMORFOLOGIA LOCALE, HABITAT E PIANI DI GESTIONE: NUOVE MISURE PER MIGLIORARE LA QUALITÀ ECOLOGICA IN FIUMI E LAGHI SUD EUROPEI. QUADRO DI INSIEME DEI PRINCIPALI RISULTATI DEL PROGETTO INHABIT - FIUMI

Buffagni A.¹, Erba S.¹, R. Balestrini¹, M. Cazzola¹, E. Recchia¹, D. Demartini^{1,5}, L. Marziali¹, G. Pace¹, L. Terranova¹, A.M. De Girolamo¹, R. Giordano¹, R. Pagnotta¹,

C. Belfiore^{1,2}, R. Tenchini^{1,2},

M.G. Mulas³, M.T. Pintus³, R. Casula³, G. Erbi³,

E. Sesia⁴, A. Fiorenza⁴, T. Ferrero⁴, M. Raviola⁴, P. Botta⁴,

J. Barquín⁷

G. Scanu⁸

¹ CNR-IRSA, Istituto di Ricerca Sulle Acque del Consiglio Nazionale delle Ricerche

² DEB – Università della Tuscia

³ Regione Autonoma della Sardegna

⁴ ARPA Piemonte

⁵ Prothea srl, Milano

⁶ WDD, Cyprus

⁷ IH – Cantabria University

⁸ MATTM – Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare

1. INTRODUZIONE

Nel quadro di implementazione della Direttiva Quadro sulle acque (WFD, EC 2000/60) non si può trascurare che l'alterazione e le caratteristiche degli habitat fluviali rivestono un importante ruolo negli ecosistemi fluviali (Maddok, 1999; Garcia et al., 2012) e che il monitoraggio degli effetti delle alterazioni di habitat stia ricevendo crescente interesse (Friberg et al., 2009; Dunbar et al., 2010). Più in

generale, è importante identificare i gradienti ambientali e le pressioni antropiche che insistono sui sistemi fluviali studiati anche al fine di utilizzare opportuni indicatori di qualità e pianificare efficaci misure di ripristino della qualità ecologica (Hughes et al., 2010). Il primo passo da affrontare per la corretta impostazione dei sistemi di monitoraggio è peraltro legato alla quantificazione della variabilità naturale, a partire da quella osservabile nei cosiddetti siti di riferimento. È inoltre importante considerare gli elementi della scala spaziale. Il legame funzionale tra l'eterogeneità dell'habitat e la biodiversità si osserva a scale spaziali gerarchiche, ognuna delle quali manifesta caratteristiche biologiche, idromorfologiche e di habitat specifiche (Garcia et al., 2012). Nei progetti di riqualificazione fluviale sono spesso effettuati interventi indirizzati a incrementare la diversificazione degli habitat, per migliorare lo stato ecologico. L'efficacia e il successo dei progetti di riqualificazione è frequentemente misurata in termini di aumento della ricchezza in taxa, poiché è ampiamente riconosciuto il principio "eterogeneità dell'habitat → biodiversità" (e.g. Beisel et al., 2000). In ogni caso, spesso, la misura dell'adeguatezza degli interventi di ripristino è inficiata dal fatto che non sono stati appropriatamente identificati i fattori di stress sugli ecosistemi, prima della riqualificazione (Garcia et al., 2012). Inoltre, è evidente la necessità di quantificare la relazione tra l'habitat e il biota alla scala locale, al fine di comprendere quali attributi fisici influenzino le popolazioni residenti anche alle scale spaziali più ampie.

A questo si aggiunge il fatto che l'espressione di un giudizio di qualità, in linea con i principi della WFD, dovrebbe essere accompagnata da un livello di incertezza. Spesso, la quantificazione di questa incertezza non tiene sufficientemente conto della variabilità naturale, legata agli aspetti di habitat, che può interessare gli ecosistemi fluviali.

Con riferimento quindi al processo di recepimento effettivo della WFD, EC 2000/60), il progetto INHABIT (LIFE08 ENV/IT/000413) pone l'accento sugli habitat come elemento chiave per la comprensione della funzionalità e dello stato ecologico dei sistemi acquatici. Il progetto INHABIT, che si colloca all'interno del programma LIFE come progetto di 'environmental policy and governance', vuole quindi fornire alcune risposte alle tematiche sopra brevemente illustrate e nel presente contributo vengono ripresi in estrema sintesi alcuni dei principali risultati del progetto, per quanto riguarda i fiumi.

2. LE AREE DI STUDIO E LE SCALE DI LAVORO

2.1 Aree di studio

Le attività sperimentali del progetto hanno riguardato la regione Piemonte e la Sardegna. La scelta dei tratti fluviali/corpi idrici, è stata effettuata sulla base dei seguenti criteri:

- I tratti selezionati includono almeno 2 siti di riferimento per tipo fluviale.
- I tratti rappresentano diverse condizioni di habitat o particolari alterazioni morfologiche.
- I tratti coprono un ampio gradiente di alterazione morfologica, dai corpi idrici poco alterati a quelli significativamente alterati.
- Al fine di concentrarsi sul gradiente di habitat si è adottata la strategia di selezionare, dove possibile, tratti fluviali di campionamento localizzati a poca distanza l'uno dall'altro, ma con evidenti differenze nelle caratteristiche di habitat, mantenendo costanti le caratteristiche legate alla qualità dell'acqua.

In tutte e due le Regioni per la maggior parte dei tratti analizzati sono disponibili dati di invertebrati sia dal mesohabitat di pool che da quello di riffle, dove è previsto il riconoscimento di questi mesohabitat, o sono

disponibili due campioni di 'generico'. La metodologia di campionamento degli invertebrati è riconducibile, alla tecnica "multihabitat proporzionale" (CNR-IRSA, 2007) in linea con i principi della WFD 2000/60/CE e dei relativi recepimenti nazionali (DM 260/2010). In particolare, la strategia di campionamento adottata nel progetto, ha fatto sì che per ogni sito le diverse unità di campionamento che costituiscono il campione sul quale viene calcolato lo stato di qualità siano state tenute separate. In altre parole, per ogni tratto investigato nel progetto sono disponibili 10 o 20 unità di campionamento separate, la cui analisi potrà fornire ulteriori, importanti indicazioni in chiave interpretativa dei fattori che maggiormente influiscono sulle biocenosi. Gli organismi raccolti, sono stati riconosciuti al livello tassonomico di famiglia con l'eccezione di alcuni taxa che sono stati identificati ad un maggior livello di approfondimento. Sono inoltre disponibili per la maggior parte dei tratti, dati di diatomee. In ciascun tratto fluviale è stato applicato il metodo CARAVAGGIO (Buffagni et al., 2013) per la caratterizzazione idromorfologica e di habitat alla scala tratto fluviale (500 m). Con l'applicazione del CARAVAGGIO è stato possibile derivare i descrittori HMS, HQA, LUI e LRD. I dettagli relativi a questi descrittori sono rinvenibili in Buffagni et al. (2010; 2013). Contestualmente al campionamento biologico, è stato raccolto un campione d'acqua per la caratterizzazione chimico-fisica e, per ogni tratto, è disponibile un valore di LIMeco (DM 260/2010), oltre alle variabili chimico-fisiche di base.

In Piemonte, sono stati investigati due diversi tipi fluviali (fiumi piccoli di pianura, HER 6 e fiumi piccoli alpini, HER 1), per un totale di 18 tratti fluviali. In Sardegna sono stati investigati un totale di 48 tratti fluviali, la maggior parte dei quali tipicamente temporanei.

In Piemonte, nei piccoli corsi d'acqua di area alpina, i tratti fluviali investigati si

caratterizzano per un gradiente di habitat non molto pronunciato, e le stazioni di campionamento i cui habitat risultano particolarmente degradati sono poche. Il fatto di avere abbinato stazioni i cui habitat sono inalterati (o comunque non significativamente compromessi) a stazioni alterate, rappresenta la chiave di lettura secondo la quale andare ad interpretare eventuali differenze, non semplicemente in termini di indici biologici di sintesi, ma in termini di composizione della comunità, anche in relazione ai popolamenti delle singole unità di campionamento. In area di pianura, il gradiente è un po' più pronunciato e si possono trovare un maggior numero di tratti fluviali con habitat degradato, pur escludendo forti alterazioni legate alla qualità dell'acqua.

In Sardegna, mantenendo l'approccio generale secondo il quale i tratti analizzati dovessero rappresentare situazioni di habitat differenti, le stazioni sono state scelte anche in modo da coprire un ampio gradiente di situazioni idrauliche, in termini di presenza relativa di aree lentiche e lotiche, in virtù dell'importanza del carattere lenco-lotico nello strutturare le biocenosi. In quest'area, è stata condotta una prima campagna sperimentale nel maggio 2011, a valle della quale l'analisi del gradiente di habitat ha condotto alla pianificazione di un'ulteriore campagna (marzo 2013), durante la quale i corpi idrici sono appositamente stati scelti per rappresentare situazioni di elevata lenticità o loticità. Durante questa seconda campagna, è stato mantenuto il criterio di accoppiare le stazioni in modo da avere tratti fluviali adiacenti che si differenziassero solo in base alle condizioni di habitat e che siano interessati da specifiche opere (e.g. ponti), ben caratterizzabili. Inoltre, in alcuni dei tratti aggiuntivi selezionati, è stato investigato a fini esplorativi il disturbo causato da periodi di asciutta sulla ricolonizzazione del tratto da parte della comunità macrobentonica.

2.2 Le scale spaziali di lavoro e la lettura dei principali risultati

Lo studio delle comunità biotiche, degli habitat e, in generale, dei fiumi può abbracciare diverse scale spaziali che possono essere ordinate gerarchicamente (Maddok, 1999). Le diverse scale spaziali variano dal microhabitat (e.g. aree caratterizzate da uno specifico substrato, profondità e velocità di corrente), al mesohabitat (aree omogenee, derivate dalla combinazione di diversi microhabitat), al tratto fluviale e, infine, al sistema fluviale. Ciascuna di queste componenti presenta una sensibilità diversa, come pure un diverso tempo di recupero e chiaramente richiede opzioni di risanamento diverse.

Nel contesto di INHABIT, le scale analizzate sono state quelle di: 1) microhabitat (singole unità di campionamento in cui sono stati raccolti gli invertebrati, ognuna caratterizzata per tipo di flusso, tipo di substrato, velocità di corrente e profondità); 2) mesohabitat (aggregazione delle diverse unità di campionamento); 3) tratto fluviale (caratterizzato per 500 m tramite applicazione del CARAVAGGIO); 4) sotto-bacino e bacino.

In particolare, per l'*up-scaling* sono stati approfonditi gli aspetti idromorfologici a larga scala, includendo i processi che influenzano l'erosione nel bacino e gli usi del territorio, tramite approccio GIS. I risultati di dettaglio di tale attività sono stati inclusi nel Deliverable I3d2.

A parte le consistenti differenze nella distribuzione longitudinale degli invertebrati bentonici, è possibile rilevare delle differenze anche a scala spaziale più ridotta. La distribuzione degli invertebrati bentonici può risultare diversa da sponda a sponda, in relazione alla diversa disponibilità di habitat (e.g. CPOM, radici sommerse), di tipo di flusso etc. Alcuni studi hanno dimostrato uno *shift* di nicchia degli invertebrati al variare della taglia corporea (Buffagni *et al.*, 1996). Frequentemente gli invertebrati mostrano chiare preferenze in termini di flusso e

substrato: una variazione indotta in questi fattori può quindi determinare una modifica nella presenza di determinati taxa. La caratterizzazione delle preferenze autoecologiche, cioè dell'interazione ambiente/individuo, risulta di particolare rilevanza al fine di una migliore comprensione dei legami fra biota e habitat fisico. A sua volta, questa comprensione costituisce un valido supporto alla valutazione dell'integrità ecologica, consentendo di attuare specifiche strategie di recupero e conservazione degli ecosistemi fluviali.

Le informazioni raccolte alle diverse scale spaziali sono state messe in relazione alle biocenosi, al fine anche di identificare quali variabili meglio rappresentino le differenze osservate tra i tratti fluviali in termini di biocenosi.

3. QUADRO SINOTTICO DEI RISULTATI

I risultati ottenuti nel progetto sono stati riassunti in quattro tabelle (Tab. 1-4), ognuna delle quali dedicata ad un gruppo di argomenti, descritti in quattro diversi paragrafi. Ogni tabella riprende, nelle diverse colonne, gli obiettivi del progetto. Per ciascuno degli obiettivi si riportano quindi sinteticamente il tipo di risultati ottenuti, gli aspetti innovativi legati ai risultati e il tipo di descrittori selezionati, nonché l'utilità generale dei risultati e la loro applicabilità. I contenuti delle diverse tabelle, dettagliatamente descritti nei singoli deliverable di progetto (dei quali è riportato un esplicito riferimento nelle diverse tabelle), dovrebbero inoltre fornire un'indicazione dei punti notevoli del progetto stesso.

3.1 Habitat

Le finalità di dettaglio del progetto per quanto riguarda le tematiche relative all'habitat (Tabella 1) sono state:

- rilevamento e descrizione degli habitat fluviali ;

- quantificazione della variabilità naturale;
- quantificazione delle alterazioni a carico degli habitat fluviali;
- classificazione degli habitat fluviali.

Rispetto all'approccio sperimentale la caratterizzazione degli habitat, come già ampiamente descritto, è stata effettuata applicando il metodo CARAVAGGIO. Un importante risultato del progetto INHABIT è senz'altro stato la redazione del manuale di applicazione del metodo, tenuto conto che il metodo, proposto in prima approssimazione nel 2005 come sviluppo del metodo inglese RHS, ancora non disponeva di un manuale applicativo. Il progetto INHABIT, avendo come focus l'habitat, è stato quindi l'occasione ideale per finalizzare alcuni aspetti legati alle modalità di applicazione del metodo e per arrivare ad una stesura del manuale. Un'importante attività del progetto INHABIT nell'ambito dello sviluppo del metodo CARAVAGGIO ha riguardato la definizione e la verifica dei limiti di classe per gli indici che concorrono alla definizione dell'IQH (Indice di Qualità dell'Habitat) nel DM 260/2010. Tali valori consentono di effettuare una classificazione del tratto investigato in accordo con i diversi aspetti dell'habitat. Le tabelle contenenti i limiti di classe sono per la prima volta state presentate nel deliverable Pd3. L'attività di finalizzazione del metodo CARAVAGGIO è stata inoltre accompagnata dalla messa a punto di un software 'sperimentale' il CARAVAGGIOsoft, che può essere utilizzato per l'inserimento e l'elaborazione dei dati raccolti con il metodo CARAVAGGIO. Tale software sarà messo a disposizione sul sito web del progetto INHABIT. La messa a punto del software è avvenuta a partire da quanto inizialmente predisposto per il metodo RHS, senza prevedere una programmazione ad hoc (è basato su e richiede MS Access). Si presenta pertanto come un prodotto utile ed efficace, ma che potrebbe, data la scarsa sperimentazione dell'utilizzo del

software, presentare qualche problema di adattabilità ai diversi sistemi operativi. L'utilizzo del CARAVAGGIOsoft consentirà peraltro il calcolo automatico dei descrittori di habitat HMS, HQA e LUI utilizzati per classificare gli habitat in accordo al DM 260/2010 e successivi aggiornamenti.

Nel corso delle attività di progetto, sono quindi stati analizzati i dati di caratterizzazione degli habitat, con particolare riferimento ai descrittori sintetici ricavabili dal CARAVAGGIO, per definire le relazioni habitat/biota. Queste analisi hanno consentito di confermare l'importanza del carattere lenticoloitico (descrittore LRD), soprattutto in area mediterranea, e di derivare modelli che consentono di migliorare l'accuratezza dei sistemi di classificazione in uso. A tale riguardo, è stato possibile illustrare come il carattere lenticoloitico debba essere considerato per affinamenti sito-specifici delle condizioni di riferimento attese (Del. I3d1). Infatti, quando esso non si presenta in condizioni ottimali per le comunità bentoniche, è assai probabile incorrere in errori di tipo sistematico nella classificazione dello stato ecologico. La valutazione simultanea di elementi biologici e di habitat può consentire di limitare tale problema, e di ottenere in tal modo classificazioni più accurate.

3.2 Affinamento del sistema di classificazione MacrOper

Le attività svolte hanno consentito di ottenere dati utili per l'affinamento del sistema di classificazione MacrOper (Tabella 2). Sono stati acquisiti elementi procedurali necessari all'affinamento dell'applicazione del sistema MacrOper, inclusi nell'aggiornamento del software di calcolo MacrOper.ICM, distribuito nel circuito del progetto INHABIT (<http://www.life-inhabit.it/cnr-irsa-activities/it/download/software/macropicmsoft>) e durante i workshop e i convegni di progetto. I dati raccolti nel progetto, sono anche stati utilizzati per tarare e validare

(deliverable D1d1) il sistema di classificazione e proporre degli aggiornamenti al DM 260/2010. L'esperienza di INHABIT, guidata anche dai risultati ottenuti in MIRAGE, ha consentito di raccogliere elementi utili ad una migliore definizione dell'adeguatezza del campione considerato per la classificazione, anche in termini di 'aquatic state'. Infine, attraverso la caratterizzazione degli habitat, è stato possibile selezionare delle metriche biologiche che consentono la quantificazione di forme di impatto specifiche e che quindi possono essere utilizzate per gli approfondimenti richiesti dal monitoraggio di sorveglianza e investigativo (e.g. abbondanza dei Leptophlebiidae).

3.3 Capacità di autodepurazione, misure possibili, up-scaling e integrazione tra Direttive

Nella tabella 3 sono illustrati i risultati che hanno a che vedere con i punti elencati nel seguito.

- Validazione siti di riferimento.
- Valutazione della funzionalità fluviale - potenzialità di autodepurazione.
- Studio dei possibili effetti sugli habitat fluviali di erosione nel bacino, trasporto solido e continuità longitudinale.
- *Up-scaling* a scala di bacino di aspetti più locali (tratto).
- Confronto volto all'integrazione tra studi morfologici svolti a scale diverse.
- Formulazione di ipotesi di misure possibili in termini di caratteristiche dell'habitat.
- Nuovi elementi per l'integrazione di Direttiva HABITAT e WFD.

Il progetto INHABIT ha reso possibile la validazione e la selezione di siti fluviali di riferimento che sono poi stati proposti come siti di riferimento da utilizzarsi ufficialmente per operare la classificazione dello stato ecologico.

Tab. 1 – Risultati di INHABIT esplicitamente riferiti alla tematica ‘habitat’.

Finalità generale		Rilevamento e descrizione degli habitat fluviali	Quantificazione della variabilità naturale	Quantificazione delle alterazioni a carico degli habitat fluviali		Classificazione degli habitat fluviali
Ambito		Habitat	Habitat / Supporto normativo	Habitat	Habitat	Habitat / Supporto normativo
Approccio metodologico / Metodi		CARAVAGGIO	CARAVAGGIO / Regressioni polinomiali	CARAVAGGIO / Regressioni polinomiali	CARAVAGGIO / Regressioni polinomiali	CARAVAGGIO
Risultati principali	Descrittori selezionati	vari	LRD, HQA	LRD	HQA, HMS, LUI	HQA, HMS, LUI
	Sintesi	Stesura delle procedure di rilievo in campo	Condizioni di riferimento accurate: tipo e sito-specifiche. Inclusione di informazioni sul carattere lenticolo-tico nella stima dei valori attesi	Quantificazione degli effetti dei prelievi idrici sulle biocenosi	Quantificazione degli effetti delle alterazioni dell'habitat sulle biocenosi	Messa a punto del sistema di classificazione degli habitat
	Strumenti innovativi	Manuale del metodo CARAVAGGIO	Curve LRD vs metriche biologiche; realizzazione di una APP (per Android) di supporto al riconoscimento del carattere lenticolo-tico	Curve LRD vs metriche biologiche	Modalità di applicazione dei singoli indici e tipo di informazione offerta; supporto alla selezione di misure possibili (esempi per corpi idrici selezionati)	Tabella limiti classe singoli descrittori di habitat; aggiornamento CARASoft
	Uso	Ovunque	Italia mediterranea, Cipro	Modelli definiti per i fiumi mediterranei; in seguito a successive tarature, tutti i fiumi sud europei	Fiumi sud europei	Fiumi sud europei
Note e impatto potenziale		Versioni italiana e inglese	La correzione di accuratezza può determinare un risultato di classificazione dello stato ecologico in stato buono/elevato di molto superiore (>15% e >30% nelle due aree campione) in corpi idrici non soggetti a prelievi idrici significativi; possibile aggiornamento D.M. 260/2010	Miglioramento efficacia misure	L'applicazione degli approcci proposti può guidare la selezione di misure inerenti il ripristino degli habitat fluviali, consentendo nel contempo la verifica diretta dell'efficacia delle stesse misure	Possibilità di classificare la qualità degli habitat
Del INHABIT di riferimento		Pd3, D1d5	I3d1, I3d2	I1d4, D1d5	I1d1, I1d4	Pd3, I1d1, I1d4

Tab. 2 – Risultati di INHABIT utilizzati per l’affinamento del sistema di classificazione MacrOper.

Finalità generale		Affinamento del sistema di classificazione MacrOper				
Ambito		Invertebrati / Supporto normativo	Invertebrati / Supporto normativo	Invertebrati / Supporto normativo	Invertebrati	Invertebrati / Supporto normativo
Approccio metodologico / Metodi		Elementi procedurali		Approccio CIS	vari	Analisi multivariate e ispezione dati
Risultati principali	Descrittori selezionati	vari		Metriche ufficiali di classificazione	<i>aquatic state</i> (da progetto MIRAGE), carattere lenticolotico, alcune metriche biologiche di <i>warning</i>	Svariate metriche biologiche
	Sintesi	Affinamento di svariati elementi (modalità di calcolo, ambiti e modalità di applicazione) utili per la classificazione dello stato ecologico mediante i macroinvertebrati bentonici	Inclusione nel software delle migliorie di cui al punto precedente	Taratura del sistema mediante ridefinizione dei valori di riferimento biologici	Affinamenti delle modalità di approccio al campionamento in area mediterranea	Sono state individuate alcune metriche utilizzabili per il monitoraggio di sorveglianza e investigativo
	Strumenti innovativi	Caratterizzazione habitat	Versione 1.0.4 del software MacrOper.ICM	Nuovi valori di riferimento	Possibilità di valutare se le condizioni di habitat osservate sono adatte per la raccolta dei macroinvertebrati ai fini della classificazione dello stato ecologico	Nuove metriche biologiche; realizzazione di una APP (per Android) di supporto al riconoscimento delle unità operative (OU) di Efemerotteri
	Uso	Italia/Sud europa	Italia	Piemonte e Sardegna	Fiumi sud europei	Italia e sud europa
Note e impatto potenziale		Migliore definizione dello stato ecologico e applicazione adeguata del sistema MacrOper	Software in uso presso tutte le Agenzie per l'Ambiente italiane; utilizzato anche da altri Enti pubblici (di ricerca, Parchi, Consorzi, etc.) e da soggetti privati (società, studenti, amatori)	Calcolo di EQR e classificazione più accurata dello stato ecologico; aggiornamento D.M. 260/2010	Se gli accorgimenti suggeriti saranno utilizzati, unitamente alle metriche biologiche, sarà possibile evitare il campionamento in periodi non idonei e/o aumentare l'accuratezza della classificazione	Migliore comprensione degli effetti dei diversi tipi di alterazione e valutazione dell'efficacia delle misure
Del INHABIT di riferimento		D1d5, I3d1, I3d2	D1d5	D1d5, I3d2	D1d5	D1d5

Le attività di INHABIT volte all'analisi della funzionalità degli ecosistemi fluviali, rappresentano uno dei primi tentativi in Italia di effettuare degli esperimenti di aggiunta dei nutrienti. Tali esperimenti hanno consentito di definire in che modo e quali caratteristiche di habitat svolgono un importante ruolo nella rimozione dei nutrienti.

Per quanto concerne, in generale, le caratteristiche di habitat che possono maggiormente influire sulle biocenosi acquatiche, sono state effettuate analisi volte ad estendere a scale spaziali più ampie i risultati ottenuti. È in particolare stato analizzato come le informazioni relative alle dinamiche di erosione e deposito possano essere utilizzate per individuare aree chiave e aree critiche nei bacini idrografici per il mantenimento dei naturali processi fluviali. Le stesse dinamiche possono essere utilizzate per la valutazione della qualità della sponda nei corpi idrici studiati. Inoltre, sono state approfondite le relazioni tra la presenza di strutture artificiali e l'interruzione della continuità longitudinale con la conseguente alterazione dell'habitat locale.

È stato quindi effettuato un confronto tra gli studi delle condizioni morfologiche e di habitat realizzati a scale spaziali diverse al fine di verificarne la comparabilità e la potenzialità di integrazione anche nell'ottica della definizione di misure gestionali.

Con esplicito riferimento ai descrittori sintetici del CARAVAGGIO (HMS, HQA e LUI) sono state effettuate delle ipotesi di messa in opera di misure dedicate al miglioramento delle caratteristiche di habitat.

Infine, alcuni punti notevoli del progetto INHABIT sono stati inquadrati in chiave Direttiva HABITAT (HD), al fine di proporre integrazioni tra WFD e HD, come ulteriormente specificato al capitolo 5.

3.4 Interpretazione dei dati biologici, ipotesi causa-effetto e verifica dell'efficacia delle misure

In tabella 4 sono riportati i risultati di sintesi ottenuti per:

- descrizione dei gradienti di variazione definiti dalle comunità macrobentoniche;
- validazione biologica della tipologia fluviale WFD e necessità di approfondimenti;
- interpretazione dei dati biologici;
- valutazione della qualità dell'acqua per l'interpretazione dei dati biologici;
- definizione delle potenzialità delle metriche biologiche nel sintetizzare i gradienti di alterazione osservati;
- quantificazione della risposta biologica ai diversi tipi di alterazione dell'habitat;

I gradienti di variazione delle comunità bentoniche sono stati investigati con tecniche di analisi multivariata, sia in termini di taxa che in termini di metriche derivate in base alla composizione tassonomica (INHABIT D1d5.2, 2013). Queste analisi hanno permesso di evidenziare i fattori più importanti nello strutturare le biocenosi acquatiche (deliverable D1d5) e pre-selezionare le metriche biologiche più efficaci nel rappresentare i gradienti ambientali e le pressioni antropiche. Nel valutare la variabilità delle comunità bentoniche sono state effettuate analisi di validazione biologica dei tipi fluviali che hanno permesso di confermare la generale validità del sistema tipologico con approfondimenti necessari per l'area mediterranea (Erba et al., 2012). Sono state effettuate delle regressioni quantili (INHABIT D1d5.3, 2013) per definire la relazione tra metriche biologiche (selezionate tramite analisi multivariata) e vari tipi di pressione/alterazione. Tali regressioni hanno consentito di definire quali metriche biologiche meglio si prestino ad individuare specifiche pressioni antropiche e quindi possano essere

utilizzate come strumenti per misurare l'eventuale efficacia delle misure di ripristino. In questo contesto, in chiave di verifica della situazione di partenza al fine di pianificare opportune misure, si possono utilizzare gli indicatori sintetici di habitat per analizzare la situazione osservata e quindi utilizzarla per definire gli effetti attesi. A titolo esemplificativo di come le informazioni di habitat e biologiche possano essere poste in relazione, le figure 1 e 2 rappresentano, in un pentagono, la quantificazione di diversi fattori ambientali e di habitat in due tratti fluviali: un tratto di riferimento (Rio Flumineddu, sito di Riferimento) e un tratto molto alterato ('Canale Monte Depuratore', HMWB). Maggiore è la lunghezza del segmento che definisce una 'punta' del pentagono, più quel fattore ambientale risulta coerente con situazioni inalterate. La risultante immediata che si ha da queste rappresentazioni è che il Flumineddu (fig. 1) potrebbe avere una comunità biologica disturbata solo dalle non ottimali condizioni idrauliche locali (condizioni eccessivamente lotiche). Viceversa, ci si attende che un tratto fluviale come il Canale MD (fig. 2) abbia delle comunità biologiche piuttosto compromesse, dal momento che nessun fattore di qualità ambientale risulta avvicinarsi a 1.

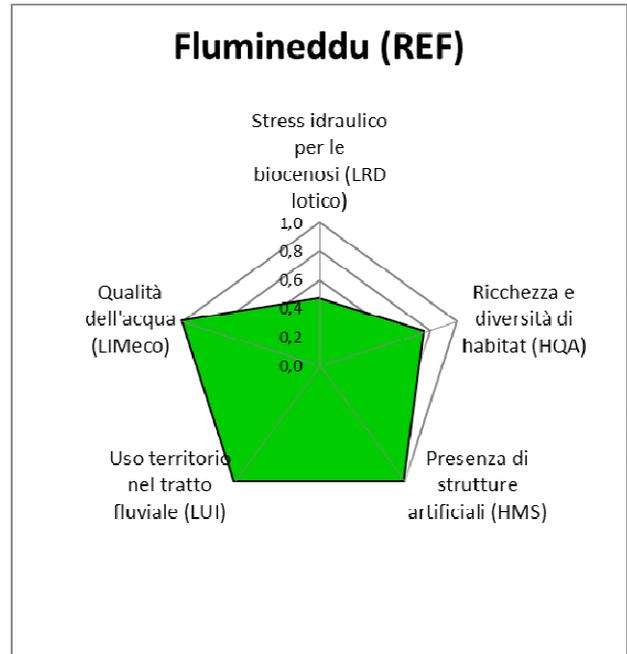


Fig. 1 – Quantificazione delle diverse caratteristiche di habitat nel tratto fluviale di riferimento del Rio Flumineddu (Sardegna). Il verde rappresenta lo stato di qualità (buono) definito dagli invertebrati bentonici.

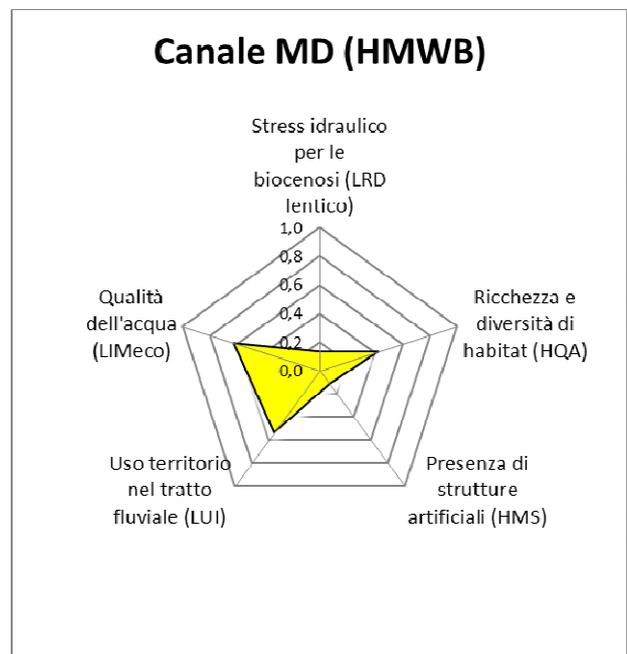


Fig. 2 – Quantificazione delle diverse caratteristiche di habitat nel tratto fluviale Canale MD (Sardegna). Il giallo rappresenta lo stato di qualità (moderato) definito dagli invertebrati bentonici.

La stessa modalità di rappresentazione grafica può essere utilizzata per rappresentare quanto i valori delle sei metriche biologiche che compongono lo STAR_ICMi, e di altre metriche biologiche rappresentative del gradiente ambientale, si allontanano da 1 e, quindi, verificare quali delle metriche componenti siano più sensibili alle alterazioni. La disposizione delle metriche biologiche ricalca quella dei fattori di habitat che le stesse metriche sono principalmente in grado di rilevare.

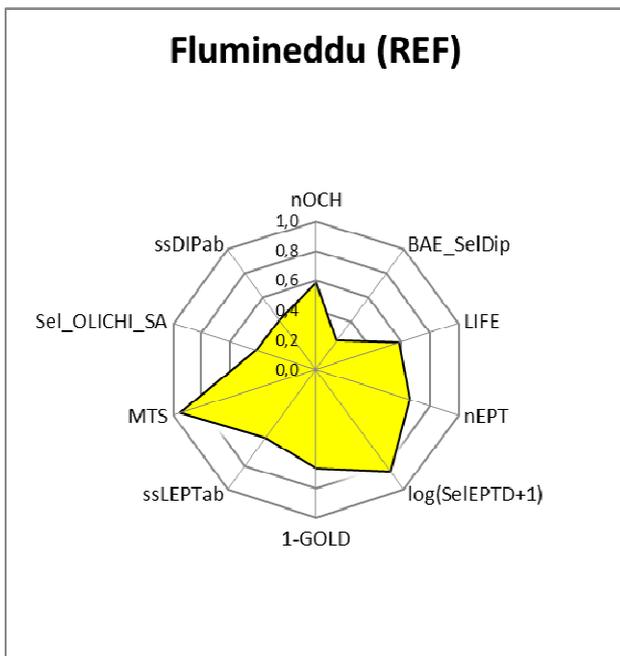


Fig. 3 – Quantificazione delle diverse metriche biologiche (benthos) nel tratto fluviale di riferimento del Flumineddu (Sardegna).

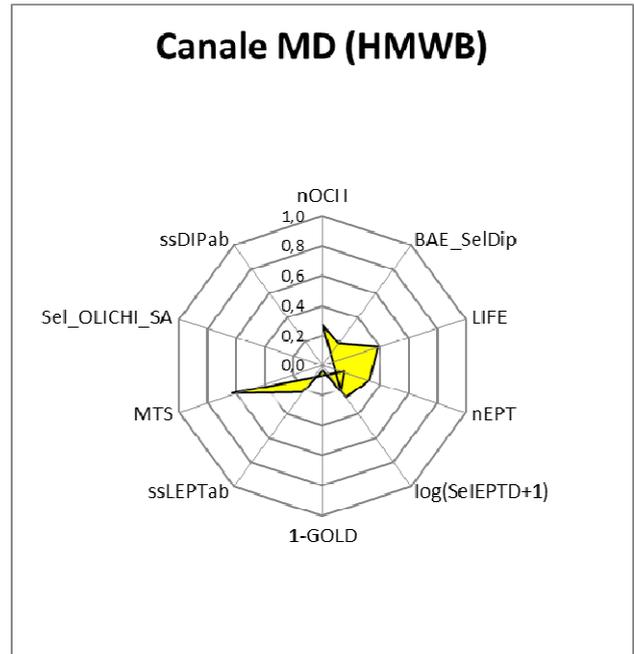


Fig. 4 – Quantificazione delle diverse metriche biologiche (benthos) nel tratto fluviale di Canale MD (Sardegna).

Come atteso da quanto delineato in figura 1, nel Rio Flumineddu, le metriche (Figura 3) che si allontanano dalla condizione ottimale (1) sono quelle sensibili alle caratteristiche idrauliche (carattere lenticolo-tico). Nel Canale MD (fig. 4), tutte le metriche risultano compromesse, come effetto dell'alterazione di tutti i fattori ambientali considerati.

Tab. 3 – Risultati di sintesi del progetto INHABIT in tema di funzionalità fluviale e up-scaling.

Finalità generale		Validazione siti di riferimento	Valutazione della funzionalità fluviale - potenzialità di autodepurazione	Studio dei possibili effetti sugli habitat fluviali di erosione nel bacino, trasporto solido e continuità longitudinale	Up-scaling a scala di bacino di aspetti più locali (tratto)	Formulazione di ipotesi di misure possibili in termini di caratteristiche dell'habitat	Fornire nuovi elementi per l'integrazione di Direttiva HABITAT e WFD
Ambito		Supporto normativo	Habitat	Aspetti idromorfologici a larga scala, usi e habitat	Aspetti idromorfologici a larga scala, usi e habitat	Habitat	Supporto normativo
Approccio metodologico / Metodi		Procedura ufficiale D.M. 56/2009	Esperimenti di aggiunta dei nutrienti (N/P)	GIS	GIS	CARAVAGGIO	Integrazione risultati INHABIT e letteratura
Risultati principali	Descrittori selezionati	vari	Quantificazione delle transient storage zones; uptake length; velocità di uptake	vari	vari	vari	Alcune specie di invertebrati esemplificative
	Sintesi	Applicazione procedura di selezione e validazione di siti di riferimento	Capacità di rimozione dei nutrienti spiegabile in termini di caratteristiche di habitat (e.g. transient storage areas, rapporto larghezza profondità, ampiezza del canale bagnato)	La conoscenza delle relazioni tra la presenza di strutture artificiali e l'alterazione dell'habitat locale ha consentito di stimare l'estensione complessiva di tali alterazioni nei bacini in esame	Up-scaling di informazioni relative a erosione e deposito per la valutazione della qualità della sponda nei corpi idrici studiati	Informazione su componenti che maggiormente influenzano habitat	Le caratteristiche di habitat (LRD) di alcuni taxa e gli ambiti di presenza preferenziale sono stati incrociati con l'optimum per l'ottenimento dello stato ecologico buono
	Strumenti innovativi	Combinazione di strumenti diversi per la quantificazione delle pressioni	Curve di rimozione per alvei naturali e risonati, per NH4 e PO4	Output di Modello GIS	Output di Modello GIS	Calcolo IQH	Approccio integrativo
	Uso	Piemonte e Sardegna	Fiumi sud europei	Sardegna	Sardegna	Fiumi sud europei	Potenzialmente ovunque (esempi da Sardegna)
Note e impatto potenziale		Classificazione più accurata dello stato ecologico	Primi dati per fiumi temporanei	Migliore comprensione dei processi in corso e relazione tra scala di tratto fluviale e scala di bacino	Migliore comprensione dei processi in corso e relazione tra scala di tratto fluviale e scala di bacino	Miglioramento capacità di impostare misure efficaci	Mitigazione di alcuni potenziali conflitti tra le due Direttive; armonizzazione tra ottenimento dello stato buono e la tutela della biodiversità
Del INHABIT di riferimento		I1d1, I1d4	I2d2, I2d3, I3d3	I3d2, D1d5	I3d2	I3d2	D1d5

Tab. 4 – Risultati di sintesi del progetto INHABIT in tema di interpretazione dei dati biologici e impostazione di possibili misure di recupero della qualità ecologica.

Finalità generale		Descrizione dei gradienti di variazione definiti dalle comunità macrobentoniche	Validazione biologica tipologia WFD e necessità di approfondimenti	Interpretazione dei dati biologici	Valutazione della qualità dell'acqua per l'interpretazione dei dati biologici	Definizione delle potenzialità delle metriche biologiche nel sintetizzare i gradienti di alterazione osservati	Quantificare la risposta biologica ai diversi tipi di alterazione dell'habitat	Messa a punto di uno schema per l'individuazione delle principali cause degli effetti rilevati sulle biocenosi, di possibili misure e di verifica della loro efficacia
Ambito		Tutti	Supporto normativo	Habitat e invertebrati	Acqua	Tutti	Habitat, biocenosi e misure	Tutti
Approccio metodologico / Metodi		Analisi statistiche multivariate (PCA)	Analisi statistiche multivariate (TWINSPAN e DCA)	CARAVAGGIO	Analisi chimico-fisiche	Analisi statistiche multivariate (RDA)	Regressione quantile	Elementi procedurali e connessioni tra diversi elementi
Risultati principali	Descrittori selezionati	Variabili pressione e tipo	LRD, HER, dist sorg, alt	LRD, HQA, HMS, LUI altro	LIMeco	metriche STAR_ICMi (+ altre metriche); indici CARAVAGGIO; LIMeco	STAR_ICMi, sue metriche componenti e altre metriche selezionate	vari
	Sintesi	LRD, primo fattore variabilità in ambiente mediterraneo anche in presenza di impatti	Importanza LRD soprattutto in area mediterranea; conferma significatività delle HER	Uso congiunto di vari descrittori di habitat e delle metriche biologiche (a gruppi)	Buona relazione STAR_ICMi e LIMeco; difficoltà a scorreare effetti qualità acqua da qualità habitat	LRD si separa da altri fattori di habitat; difficile scorreare alterazione antropica nei diversi fattori componenti	Descrizione e quantificazione della risposta biologica (benthos) all'alterazione dell'habitat	Inserimento in un quadro organico complessivo degli elementi di valutazione acquisiti
	Strumenti innovativi	Valutazione simultanea di diversi aspetti	In area med: tipi necessitano di approfondimenti sito specifici	Possibile sovrapposizione informazioni habitat e biologiche	Analisi simultanea di diversi fattori abiotici rappresentativi della qualità	Pre-selezione metriche	Modelli e ambiti di risposta delle metriche biologiche ai diversi tipi di alterazione di habitat	Schemi concettuali
	Uso	Tutti i tipi fluviali	Tutti i tipi fluviali	Fiumi sud europei	Fiumi sud europei	Fiumi sud europei	Diagnosi delle principali fonti di alterazione della comunità bentonica; verifica dell'efficacia delle misure	Fiumi sud europei
Note e impatto potenziale		Migliore interpretazione delle risposte biologiche	Miglioramento esattezza classificazione con affinamento di tipo	Migliore interpretazione delle risposte biologiche alle alterazioni e definizione di possibili misure	Migliore interpretazione delle risposte biologiche alle alterazioni e definizione di possibili misure	Definizione di strumenti per misurare efficacia delle misure	Verifica efficacia delle misure. Sviluppo metriche per monitoraggio di sorveglianza e investigativo	Valutazione delle principali cause degli effetti rilevati sulle biocenosi, di possibili misure e verifica della loro efficacia; ottimizzazione di piani di monitoraggio e pianificazione di misure appropriate
Del INHABIT di riferimento		I1d4, D1d5	I1d4	I1d4, D1d5	I1d4, D1d5	D1d5	D1d5	D1d5

4. VALUTAZIONE DEGLI HABITAT FLUVIALI: SPRECO DI RISORSE O NECESSITÀ?

Con riferimento all'acqua, la Direttiva che ha introdotto nuovi concetti e nuove modalità di esaminare gli ambienti acquatici è senz'altro la WFD (2000/60/EC). Riferendosi specificatamente all'habitat, e pensando alla tutela ambientale in generale, non si può inoltre prescindere dalla Direttiva HABITAT, (HD, 92/43/CEE). Questa seconda Direttiva fa esplicito riferimento al concetto di habitat che è però da intendersi in modo differente rispetto alla WFD, che richiede che la valutazione dello stato ecologico si basi anche sulle caratteristiche di habitat senza però farne esplicito riferimento, se non in termini di: condizioni morfologiche, continuità longitudinale e laterale e regime idrologico. In generale la significatività dell'habitat nello strutturare le biocenosi è ormai ampiamente riconosciuta dalla comunità scientifica. I risultati ottenuti nel contesto di INHABIT non fanno che confermare questa convinzione, fornendo utili strumenti per una migliore comprensione dell'ecosistema fluviale. Le evidenze sperimentali di INHABIT confermano

anche come il quadro di interpretazione dei risultati biologici possa essere complicato dall'interazione dei diversi fattori ambientali. L'interazione tra diversi fattori ambientali può fare sì che, ad esempio, condizioni di scarsa diversificazione degli habitat siano compensate da condizioni spiccatamente lotiche, oppure che condizioni di carattere lenticolo-tico non ottimale siano compensate dall'eventuale diversificazione degli habitat (si veda INHABIT D1d5.5, 2013). Analogamente (Fig 5), valori lotici (i.e. negativi) di LRD possono compensare condizioni di relativo inquinamento delle acque (LIM eco). Viceversa, quando le condizioni idrauliche sono lentiche (valori positivi di LRD, cioè dominanza di habitat lentiche rispetto ai lotici), gli effetti dell'inquinamento sono particolarmente evidenti.

Tutto questo porta a concludere che il rilevamento e la descrizione degli habitat sia cruciale, ai fini della comprensione di struttura e funzione delle comunità biologiche in condizioni "indisturbate" e delle loro risposte alle alterazioni dovute alle attività umane.

Effetto combinato di un carattere lenticolo-tico positivo (LRD)/ambiente lenticolo e modesta qualità dell'acqua (LIMeco)

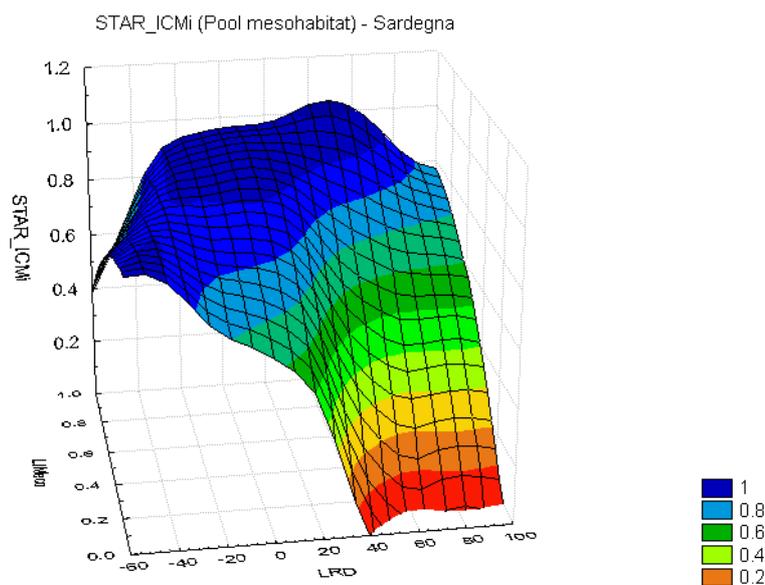


Fig. 5 - Interazione tra carattere lenticolo-tico e qualità dell'acqua: effetti sullo STAR_ICMi.

5. VERSO L'INTEGRAZIONE TRA LA DIRETTIVA HABITAT E LA WFD?

Sebbene si tratti di Direttive distinte e promulgate con tempistiche differenti, gli obiettivi che la WFD e la HD si prefiggono di raggiungere non possono prescindere gli uni dagli altri. Esse dovrebbero convergere verso un'applicazione integrata e coordinata, sulla base dei numerosi – e notevoli - punti di contatto.

In particolare, per quanto riguarda gli invertebrati acquatici, anche quando le specie di Direttiva HABITAT abbiano ampia distribuzione in Europa, non sempre le conoscenze autoecologiche attualmente disponibili sono sufficienti per poter operare un'efficace gestione a tutela della specie. Peraltro, quando tali conoscenze sono invece adeguatamente approfondite, esse spesso non sono sufficientemente organizzate per garantirne l'utilizzo pratico e il trasferimento dalla ricerca alle complesse pratiche gestionali risulta così almeno in parte compromesso.

Inoltre, è importante sottolineare che nel sud Europa esiste un alto tasso di specie endemiche, rare e a rischio di estinzione - ad esempio tra gli insetti acquatici - poco rappresentate negli allegati della Direttiva HABITAT e per le quali, pertanto, non sono previsti monitoraggi né misure di conservazione specifiche. Ad esempio, nessuna specie di efemerottero (Insecta Ephemeroptera) tra quelle presenti nel bacino del Mediterraneo è qui presente e, di conseguenza, l'intero ordine sfugge ad ogni azione di tutela, nonostante l'importanza per la biodiversità acquatica, per i fini della WFD e la nota presenza di numerose specie endemiche a rischio di estinzione. Probabilmente, ciò è in parte dovuto a lacune nella ricerca di base. In pochi casi, infatti, le specie non incluse negli allegati della HD risultano inserite in Liste Rosse a carattere regionale.

A questo proposito, si evidenzia che ordini di insetti che presentano al loro interno elevate percentuali di specie endemiche, quali i Plecotteri (28.5% di specie endemiche in Italia) e gli Efemerotteri (21.3%) (Stoch, 2000), utilizzati come bioindicatori nei sistemi di valutazione dei corpi idrici fluviali per la WFD, potrebbero essere considerati in specifici programmi di tutela della biodiversità o per il loro eventuale inserimento negli allegati della Direttiva HABITAT. Per questi taxa, invece, si hanno solo dati corologici molto frammentari e la loro autoecologia (e, in particolare, le preferenze in termini di habitat, alle diverse scale) è, in quasi tutti i casi, ignota.

In questo contesto, ogni approfondimento delle conoscenze autoecologiche potrà supportare una gestione dei corpi idrici che, oltre a considerare il raggiungimento del buono o elevato stato ecologico entro il 2015 e la tutela delle specie e degli habitat HD, favorisca contemporaneamente la conservazione di queste specie endemiche e/o rare, così importanti ai fini della biodiversità della regione mediterranea, sebbene esse non siano oggetto specifico di tutela di una Direttiva comunitaria.

Nonostante la presenza di due importanti direttive ambientali comunitarie (WFD e HD), permangono quindi importanti lacune nella tutela degli organismi acquatici, in buona parte connesse alla scarsa conoscenza delle loro preferenze autoecologiche, soprattutto in area mediterranea. Queste lacune sono anche la probabile motivazione della scarsa presenza di molte specie poco note negli allegati della HD.

I dati raccolti in INHABIT, avendo previsto di mantenere le singole unità di campionamento separate, potranno contribuire a implementare le conoscenze autoecologiche di alcune specie endemiche, soprattutto quelle rinvenute in Sardegna.

Peraltro, il raggiungimento degli obiettivi della WFD solo apparentemente esula dagli

approfondimenti su tassonomia, distribuzione ed ecologia di molti gruppi biologici - con il risultato che questi aspetti risultano trascurati -, sebbene, spesso, sia proprio la variabilità ad essi legata a determinare le maggiori difficoltà nell'interpretare in modo esaustivo i risultati delle classificazioni di qualità.

A questo si aggiunge che non necessariamente il raggiungimento degli obiettivi di qualità per la WFD è condizione sufficiente a tutelare la biodiversità o le specie endemiche e a rischio di estinzione, come illustrato in figura 6. La figura, in particolare, rappresenta come variano i valori di STAR_ICMi al variare del carattere lenticotico (curva nera) in fiumi non alterati della Sardegna. Viene inoltre raffigurata la variazione di abbondanza attesa - sulla base dei dati sperimentali disponibili - per due specie endemiche sarde (*Agapetus cyrnesis* e *Isoperla insularis*), sempre in relazione al variare dell'LRD. Si osserva che l'indice STAR_ICMi

presenta valori ottimali quando l'LRD è compreso tra ≈ -10 e $\approx +40$; ciò significa che, per supportare il raggiungimento di una qualità ecologica elevata o buona, in termini ad esempio di rilasci superficiali, si dovrà cercare di perseguire condizioni riconducibili a quell'intervallo di LRD. Quest'ultimo è compatibile con la presenza di *A. cyrnesis*, ma non sembra esserlo con la presenza di *I. insularis*, per la quale valori di LRD superiori intorno a -10 o superiori sembrano critici e ne determinerebbero la probabile scomparsa. Queste semplici considerazioni, sebbene appena ancora da affinare, testimoniano la necessità di integrare le valutazioni connesse alla HD con quelle relative all'implementazione della WFD, attraverso letture di habitat, anche traendo spunto dai risultati ricavati nel contesto di INHABIT.

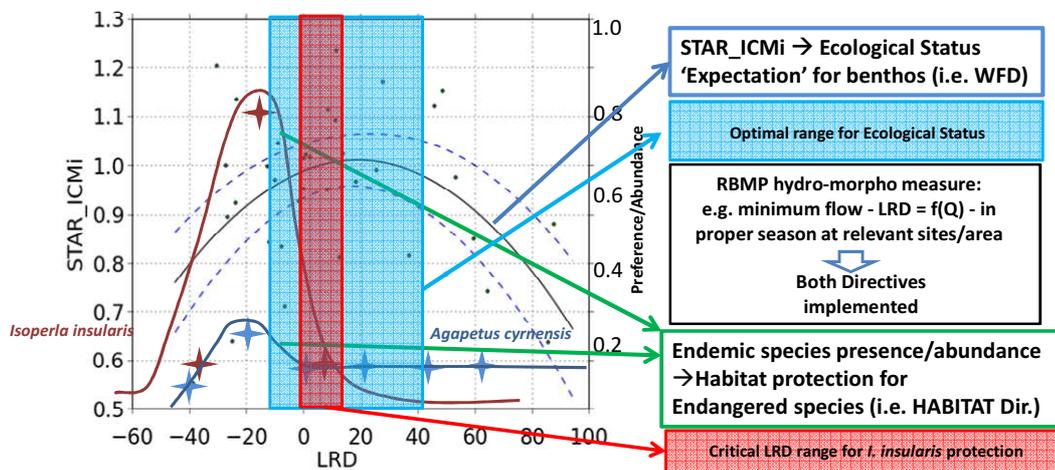


Fig. 6 - Confronto tra valori ottimali di LRD per la valutazione dello stato ecologico (STAR_ICMi, curva nera), per *Agapetus cyrnesis* (curva blu) e per *Isoperla insularis* (curva viola) in fiumi non alterati della Sardegna.

6. CONCLUSIONI

Quanto esposto in questo contributo vuole offrire una panoramica, in estrema sintesi, dei temi affrontati e di quanto ottenuto nel corso del progetto INHABIT, per quanto riguarda i fiumi. In particolare, si ritiene che gli elementi acquisiti nel progetto abbiano posto le basi per affrontare alcune importanti problematiche legate a:

- Migliore definizione dei tipi fluviali.
- Migliore definizione delle condizioni di riferimento.
- Approfondimento degli aspetti che riguardano gli habitat.
- Utilizzo delle informazioni di habitat per la valutazione dello stato ecologico.
- Approfondimento delle conoscenze sui fattori che influiscono sulle comunità macrobentoniche.
- Definizione della precisione e dell'accuratezza della classificazione dello stato ecologico (invertebrati).
- Acquisizione di elementi utili alla valutazione dell'efficacia delle misure.

INHABIT ha inoltre raccolto elementi, legati agli habitat, che potranno, in una fase successiva, conseguente la chiusura del progetto, essere utilizzati per:

- Impostare le valutazioni ambientali degli impatti legati alla creazione di impianti mini-idroelettrici. Negli ultimi anni si sta infatti assistendo a un aumento delle richieste di costruzione di tali impianti, senza però che siano disponibili adeguati strumenti per valutarne gli effetti sugli ecosistemi e sul biota.
- Supportare la quantificazione dei flussi ecologicamente accettabili (*ecological flows*), utilizzando descrittori quali LRD e la relazione tra carattere lenticoloitico e biocenosi (si veda, per questo aspetto specifico, il Del. INHABIT I3d1).
- Supportare la valutazione di impatto ambientale (VIA, VAS) in relazione alle

richieste di effettuazione di impianti di derivazione su corsi d'acqua e corpi idrici. Sussiste infatti tuttora una debolezza sul piano tecnico relativa alla valutazione degli aspetti idromorfologici e di habitat che possa essere utilizzata dagli enti preposti al controllo del territorio (e.g. ARPA). Al momento, non esistono linee guida nazionali e univoche sulla metodologia da utilizzare per valutare determinati tipi di impatto. In quest'ottica, quanto messo a punto nel contesto di INHABIT potrà supportare la valutazione degli impatti sugli habitat (attraverso l'applicazione del metodo CARAVAGGIO) e su un ampio range di metriche biologiche specifiche, rendendo così disponibili strumenti specifici per la VIA/VAS, oltre che per il monitoraggio di sorveglianza e d'indagine.

BIBLIOGRAFIA

BEISEL J-N., P. USSEGLIO-POLATERA & J-C. MORETEAU, 2000. The spatial heterogeneity of a river bottom: a key factor determining macroinvertebrate communities. *Hydrobiologia* 422/423: 163–171.

BUFFAGNI A., ERBA S., DEMARTINI D., 2011. Deliverable Pd3. Indicazioni generali e protocolli di campo per l'acquisizione di informazioni idromorfologiche e di habitat. Parte A: FIUMI. Project INHABIT-LIFE08 ENV/IT/000413 145 pp. www.life-inhabit.it

BUFFAGNI A., D. DEMARTINI & L. TERRANOVA, 2013. Manuale di applicazione del metodo CARAVAGGIO - Guida al rilevamento e alla descrizione degli habitat fluviali. Monografie dell'Istituto di Ricerca Sulle Acque del C.N.R., Roma, 1/i, 262 pp.

CNR-IRSA, 2007. Macroinvertebrati acquatici e Direttiva 2000/60/EC (WFD). Notiziario dei metodi analitici n.1, marzo 2007, 118 pp.

DUNBAR M.J., M. WARREN, C. EXTENCE, L. BAKER, D. CADMAN, D. J. MOULD, J. HALL & R. CHADD, 2010. Interaction between macroinvertebrates, discharge and physical habitat in upland rivers. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.*; 20: S31–S44.

ERBA S., CAZZOLA M., PINTUS M., CASULA R., CONI M., RAVIOLA M., FERRERO T., SESIA E., & A. BUFFAGNI, 2012. Deliverable I1d4 Variabilità naturale legata a fattori antropici nei siti fluviali studiati. Project INHABIT-LIFE08 ENV/IT/000413 145 pp. www.life-inhabit.it

FRIBERG N., L. SANDIN & M.L PEDERSEN, 2009. Assessing the Effects of Hydromorphological Degradation on Macroinvertebrate Indicators in Rivers: Examples, Constraints, and Outlook. *Integrated Environmental Assessment and Management* — Volume 5, Number 1—pp. 86–96. SETAC.

GARCIA X.-F., I. SCHNAUDER & M. T. PUSCH, 2012. Complex hydromorphology of meanders can support benthic invertebrate diversity in rivers. *Hydrobiologia* (2012) 685:49–68.

HUGHES S. J., J. SANTOS, T. FERREIRA & A. MENDES, 2012. Evaluating the Response of Biological Assemblages as Potential Indicators for Restoration Measures in an Intermittent Mediterranean River. *Environmental Management*, 46: 285–301

INHABIT I3d2.1, 2013. In: Deliverable I3d2. Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413. www.life-inhabit.it

INHABIT I3d2.2, 2013. In: Deliverable I3d2. Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413. www.life-inhabit.it

INHABIT D1d5.2, 2013. In: Deliverable D1d5. Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413. www.life-inhabit.it

INHABIT D1d5.3, 2013. In: Deliverable D1d5. Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413. www.life-inhabit.it

INHABIT D1d5.5, 2013. In: Deliverable D1d5. Project INHABIT - LIFE08 ENV/IT/000413. www.life-inhabit.it

MADDOK I., 1999. The importance of physical habitat assessment for evaluating river health. *Freshwater Biology* 41, 373-391.

MILHOUS R.T., D.L. WEGNER & T. WADDLE, 1984. User's guide to the physical habitat simulation system (PHABSIM). No. 11. Department of the Interior, US Fish and Wildlife Service.

RINALDI M., N. SURIAN, F. COMITI & M. BUSSETTINI, 2011. IDRAIM – sistema di valutazione IDRomorfologica, Analisi e Monitoraggio dei corsi d'acqua. Manuale tecnico – operativo per la valutazione ed il monitoraggio dello stato morfologico dei corsi d'acqua. V. 1. ISPRA Roma, marzo 2011.