

UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DELLA TUSCIA DI VITERBO

DIPARTIMENTO DI ECOLOGIA E SVILUPPO SOSTENIBILE

CORSO DI DOTTORATO DI RICERCA I
Ecologia e Gestione Delle Risorse Biologiche
XXI CICLO.

Analisi della comunità macrobentonica nei piccoli fiumi
della Tuscia. Messa a punto di un sistema di classificazione
in accordo con i principi della direttiva quadro sulle
acque 2000/60/CE
(BIO/07)

Coordinatore: Dott.ssa Roberta Cimmaruta

Tutor: Prof. Carlo Belfiore

Co-utor: Dott.ssa Laura Mancini

Dottorando: Giorgio Pace

INDICE

1	INTRODUZIONE.....	4
2	TUTELA DELLE ACQUE: EVOLUZIONE DELLE NORMATIVE	6
2.1	Direttiva Europea Quadro nel settore delle acque 2000/60/CE	7
2.1.1	Monitoraggio delle acque.....	9
2.1.2	Caratterizzazione delle acque superficiali	9
2.1.3	Determinazione delle condizioni di riferimento tipo specifiche.....	12
2.1.4	Individuazione delle pressioni.....	13
2.1.5	Valutazioni dello stato ecologico: importanza dei parametri biologici	14
2.1.6	Strategia Comunitaria di Implementazione (CIS) e processo di Intercalibrazione.....	15
2.2	Recepimento della WFD:Testo Unico Ambientale.....	18
2.3	Elementi biologici di qualità: protocolli di campionamento.....	19
3	Monitoraggio delle acque superficiali mediante utilizzo dei macroinvertebrati bentonici: stato dell'arte in Europa.....	20
3.1	Gruppi Trofici Funzionali (FFG: Functional Feedings Group)	23
3.2	Indici Multimetrici	25
3.3	Approcci Multivariati	28
3.4	Approccio ecologico-funzionale: <i>Trait profile</i>	32
3.5	Metodi ed Agenzie per il monitoraggio delle acque superficiali: Sintesi e Stato dell'arte	33
4	AREA DI STUDIO.....	36
4.1	Analisi del territorio: La provincia di Viterbo	36
4.2	Geologia della Provincia di Viterbo	37
4.3	Idrologia della Provincia di Viterbo	39
4.4	Siti di campionamento	41
5	MATERIALI E METODI.....	43
5.1	Caratterizzazione dei corpi idrici: tipizzazione.....	43
5.1.1	Livello 1. Regionalizzazione.....	43
5.1.2	Livello 2. Definizione di una tipologia di massima.....	46
5.1.3	Livello 3. Definizione di una tipologia di dettaglio.....	46
	Parametri di supporto: analisi delle pressioni.....	47
5.1.4	Uso del suolo.....	47
5.1.5	Analisi idromorfologica	48
5.1.6	Analisi chimiche e microbiologiche.....	50
5.2	Parametri di supporto: scelta dei siti di riferimento	51
5.3	Analisi della comunità macrobentonica.....	54
5.3.1	Tecnica di campionamento.....	54
5.3.2	Separazione ed identificazione degli organismi	58
5.4	Analisi dei dati.....	58
5.4.1	Analisi multivariata	58
5.4.2	Metriche per la valutazione della comunità macrobentonica	59
5.4.3	Indice Multimetrico ICM	60
6	RISULTATI.....	62
6.1	Caratterizzazione tipologica	62
6.2	Parametri di supporto: analisi delle pressioni e del gradiente ambientale	64
6.2.1	Analisi dell'uso del suolo	64
6.2.2	Analisi idromorfologica	66
6.2.3	Analisi chimiche e microbiologiche.....	67
6.3	Parametri di supporto: individuazione dei siti di riferimento	70
6.4	Analisi della comunità macrobentonica e valutazione dello stato ecologico	73
6.4.1	Comunità macrobentonica e gradiente ambientale.....	76
6.4.2	Analisi delle metriche e classificazione dei siti mediante l'indice sintetico ICM	81

6.5	I piccoli fiumi vulcanici: analisi delle stazioni e della comunità macrobentonica.....	94
6.6	I piccoli fiumi vulcanici: caratteristiche idromorfologiche, fisiche e biologiche.....	101
6.6.1	Tratto Fluviale	101
6.6.2	Mesohabitat	103
6.6.3	Microhabitat	106
6.6.4	Comunità Macrobentonica	107
7	DISCUSSIONE.....	116
7.1	Caratterizzazione tipologica	117
7.2	Analisi delle pressioni.....	117
7.2.1	Analisi di uso del suolo	117
7.2.2	Analisi idromorfologica	118
7.2.3	Analisi chimiche e microbiologiche.....	119
7.2.4	Individuazione delle condizioni di riferimento	119
7.3	Classificazione dello stato ecologico	120
7.4	I piccoli fiumi vulcanici: analisi delle stazioni e della comunità macrobentonica.....	122
7.5	I piccoli fiumi vulcanici: caratteristiche idromorfologiche, fisiche e biologiche.....	123
8	CONCLUSIONI.....	126
9	Bibliografia	127

APPENDICE 1 – Protocollo di campionamento dei Macroinvertebrati per i fiumi.

APPENDICE 2 - Esempio di Scheda di campionamento utilizzata in questo studio.

APPENDICE 3- Liste Faunistiche.

1 INTRODUZIONE

La qualità ambientale è strettamente connessa alla qualità della vita. Una migliore qualità della vita, secondo una visione non antropocentrica, mai ecosistemica e in funzione del mondo animale e vegetale, rende un paese civile. In questo contesto le risorse idriche e gli ecosistemi acquatici rivestono un ruolo chiave.

Conoscere lo stato, individuare i punti fragili e di pressione ed attivare politiche di risanamento sono garanzie per la conservazione della risorsa, in quanto considerata un bene rinnovabile ma anche facilmente alterabile.

Questa realtà ha condotto allo sviluppo di un sistema normativo che regola il settore delle acque in Europa e in Italia, sempre più orientato verso uno sviluppo sostenibile e una gestione integrata delle risorse idriche.

Per quanto riguarda l'Europa, l'ultimo traguardo di questa evoluzione è rappresentato dalla Direttiva 2000/60/CE, che costituisce una legge quadro di riferimento sulle norme che regolano il settore delle acque, il cui fine ultimo è migliorare lo stato degli ecosistemi acquatici e prevenirne l'ulteriore deterioramento.

In Italia le disposizioni della WFD sono state recepite con l'emanazione del D.Lgs. 152/06, ma sono ancora molte le lacune che, soprattutto per quanto riguarda gli aspetti tecnici e metodologici, devono essere colmate per un recepimento definitivo.

Il lavoro svolto si inserisce in questo contesto normativo con l'obiettivo di fornire un contributo concreto all'implementazione della Direttiva 2000/60/CE in Italia.

Questa tesi di dottorato è stata svolta con il contributo della Provincia di Viterbo, Assessorato Ambiente, che ha scommesso sulle conoscenze di base per avere strumenti operativi atti al risanamento e al raggiungimento dell'obiettivo di qualità. Quindi i temi trattati sono un intreccio tra conoscenze di base, messa a punto di metodologie e sistemi applicativi a livello locale, nazionale ed europeo.

In particolare oggetto di questo studio è l'analisi e la caratterizzazione dei fiumi vulcanici del Centro Italia (Provincia di Viterbo) sia dal punto di vista biologico (analisi della comunità macrobentonica) che dal punto di vista geologico e chimico-fisico (analisi idromorfologica, chimico-fisica). Questi corpi idrici costituiscono un tipo fluviale (piccoli fiumi Vulcanici, IdroEcoRegione = HER 14) del tutto peculiare sia a livello nazionale (Centro Italia) sia a livello europeo.

Tale studio ha pertanto contribuito ad aumentare le conoscenze relative alla comunità macrobentonica che vive in questi ambienti così tipici e peculiari dell'Ecoregione Mediterranea.

Sulla base delle conoscenze acquisite si è sviluppato un sistema di valutazione dello Stato Ecologico per questa peculiare tipologia fluviale.

Tale sistema è stato basato su approcci metodologici, in parte normati dalla legge italiana, in parte ancora non disponibili ed in fase di discussione nei tavoli di lavoro nazionali ed europei (durante la ricerca effettuata si è contribuito alla stesura delle norme stesse, vedi protocollo di campionamento).

Per quanto riguarda il sistema di classificazione, ad esempio, è stato utilizzato l'indice sintetico ICM, messo a punto durante il processo di intercalibrazione europea.

Tale studio rappresenta pertanto un primo caso di valutazione e classificazione delle acque a carattere locale in accordo con i principi della WFD.

La ricerca è stata condotta in collaborazione con alcuni enti di ricerca quali l'Istituto Superiore di Sanità e il CNR-IRSA, insieme ai quali si è partecipato attivamente ai gruppi di lavoro ministeriali, riguardo la stesura delle norme tecniche che regolano il monitoraggio delle acque superficiali in Italia.

2 TUTELA DELLE ACQUE: EVOLUZIONE DELLE NORMATIVE

Il sistema normativo che regola il settore delle acque in Europa e in Italia è stato radicalmente modificato negli ultimi anni sotto la spinta della sempre più aumentata consapevolezza della esauribilità della risorsa ed è stato sempre più orientato ad uno sviluppo sostenibile e verso una gestione integrata delle risorse idriche.

Per quanto riguarda l'Europa, l'ultimo traguardo di questa evoluzione è rappresentato dalla Direttiva 2000/60/CE (Europa, 2000), anche conosciuta come Direttiva quadro per le acque (Water Framework Directive). La Direttiva WFD ha raggruppato in sé molta della precedente legislazione europea in materia di acque, coordinando ad esempio le norme stabilite con la Direttiva 96/61/CE (Direttiva Nitrati, Europa 1996) e facendo proprie anche le norme di qualità ambientale (obiettivi di qualità), fissate dalla Direttiva 76/464/CE sulle sostanze pericolose (Europa, 1976).

Un analogo processo di cambiamento è stato avviato anche in Italia a partire dalla prima legge sulla tutela delle acque L. 319/76 (Legge Merli, Italia, 1976) e successive modifiche, proseguendo con la L. 36/94 (Legge Galli, Italia 1994) recante "Disposizioni in materia di risorse idriche". Quest'ultima ha introdotto il principio di salvaguardia del bene acqua per le generazioni future, evidenziando i concetti di risparmio nell'uso e di rinnovo delle risorse e garanzia della tutela del patrimonio idrico. Il processo di riforma della legislazione italiana in materia di acque è proseguito con l'emanazione del D.Lgs 152/99, recante disposizioni sulla tutela delle acque superficiali e sotterranee e marine dall'inquinamento (Italia, 1999).

Il D.Lgs 152/99 definisce, per la prima volta in Italia, la disciplina generale per la tutela delle acque superficiali e sotterranee, perseguendo gli obiettivi di prevenire e ridurre l'inquinamento, risanare e migliorare lo stato delle acque, proteggere le acque destinate ad usi particolari, garantire gli usi sostenibili delle risorse e mantenere la capacità naturale di auto depurazione dei corpi idrici, necessaria a sostenere comunità animali e vegetali ampie e ben diversificate. Il raggiungimento di questi fini è affidato ad una molteplicità di strumenti, tra questi, gli obiettivi di qualità ambientale, i piani di tutela ed il monitoraggio delle acque.

Attualmente in Italia l'iter legislativo ha fatto registrare il parziale recepimento della Direttiva europea 2000/60/CEE, attraverso l'emanazione da parte del Ministero dell' Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (M.A.T.T.M.), del DLgs n. 152/06 recante "Norme in materie ambientali" (Italia, 2006) e del Decreto Ministeriale n 187 dell' 11/08/2008 "Metodologie per l'individuazione dei Tipi Fluviali (Italia, 2008).

Di seguito vengono, pertanto, discusse le principali novità introdotte in Europa dalla Direttiva 2000/60/CE e in Italia dal D.Lgs 152/06 per quanto riguarda le disposizioni sulla tutela delle acque e, più in dettaglio, le norme che regolano il monitoraggio delle acque correnti superficiali secondo i nuovi principi.

2.1 Direttiva Europea Quadro nel settore delle acque 2000/60/CE

La Direttiva 2000/60/CE, direttiva quadro per le acque (Water Framework Directive – W.F.D.), è stata pubblicata nel dicembre 2000 ed ha raggruppato in sé molta della precedente legislazione europea in materia di acque. Gli obiettivi chiave della direttiva, come riportato nell'Articolo 1, sono:

- Prevenire l'ulteriore deterioramento, proteggere e migliorare lo stato degli ecosistemi acquatici e delle zone umide associate.
- Promuovere un utilizzo sostenibile dell'acqua basato sulla protezione a lungo termine delle risorse idriche disponibili.
- Assicurare la progressiva riduzione dell'inquinamento delle acque sotterranee e prevenire il loro ulteriore inquinamento.
- Contribuire a mitigare gli effetti delle inondazioni e della siccità.

Ci sono due cambiamenti principali introdotti dalla direttiva riguardo alla gestione degli ambienti acquatici:

- Una inversione di tendenza poiché le precedenti legislazioni europee miravano a proteggere particolari usi dell'ambiente acquatico dagli effetti dell'inquinamento e l'ambiente acquatico stesso soprattutto da sostanze chimiche dannose; mentre la direttiva introduce degli obiettivi ecologici per proteggere e, dove necessario, risanare la struttura e la funzione degli ecosistemi acquatici, e di conseguenza salvaguardare l'utilizzo sostenibile delle risorse idriche.
- L'introduzione di un sistema integrato di gestione del bacino fluviale che rappresenta il meccanismo chiave per assicurare la gestione integrata di acque sotterranee (falda acquifera), acque superficiali (fiumi, canali, laghi, bacini artificiali), acque di transizione (estuari, zone umide).

Il raggiungimento di questi fini è affidato principalmente al sistema di monitoraggio volto a definire lo stato delle acque e mirato a fornire le indicazioni per il risanamento e il conseguente raggiungimento degli obiettivi di qualità.

I programmi di misure (di cui all'art. 11) da effettuare per raggiungere gli obiettivi ambientali, definiti all'articolo 4, devono essere specificati nei piani di gestione dei bacini idrografici, la cui pubblicazione è prevista entro 9 anni dall'entrata in vigore della presente Direttiva (art. 13, comma 6), mentre la revisione avviene entro 15 anni e successivamente di 6 anni in 6 anni. Per le acque superficiali e sotterranee deve essere raggiunto un Buono Stato, in base alle disposizioni dell'allegato V, riguardante gli elementi qualitativi per la classificazione dello stato ecologico, entro 15 anni dall'entrata in vigore della medesima Direttiva. Nella Tabella 1 vengono riportate alcune scadenze attuative previste dalla Direttiva comunitaria.

Tabella 1. Scadenze attuative previste dalla Direttiva comunitaria.

Fasi	Obiettivi	Scadenza
Fase 1	Recepimento della WFD nella legislazione nazionale	2003
Fase 2	Identificazione dei distretti di bacini idrici	
Fase 2	Identificazione delle condizioni di riferimento e definizione della rete di intercalibrazione	2004
Fase 2	Test delle Linee Guida nei Bacini Pilota	
Fase 3	Caratterizzazione dei distretti di bacini : Pressioni, Impatti e aspetti economici	2005
Fase 4	Programmi di monitoraggio	2006
Fase 5	Piano di Gestione dei Bacini Idrici	2009

La realizzazione degli obiettivi richiede una stretta collaborazione all'interno e tra le strutture organizzative ed amministrative degli Stati ed un efficace coordinamento a livello europeo; per questo motivo in molti Stati sono attivi gruppi di lavoro nazionali per definire le condizioni, le metodologie, la richiesta e la raccolta di dati ecc., tutti elementi necessari allo sviluppo di opportuni sistemi di classificazione ecologica dei corpi idrici.

A livello europeo è stata sviluppata una Strategia Comunitaria di Implementazione (CIS) della direttiva, il cui scopo principale è stato ed è tuttora quello di fornire supporto all'implementazione della direttiva stessa mediante lo sviluppo di linee guida sugli elementi chiave. Le linee guida, prodotte dai gruppi di lavoro che operano all'interno di questa strategia di implementazione, sono riportate nella Tabella 2.

Tabella 2. Linee guida sugli argomenti chiave della Direttiva prodotte dai gruppi di lavoro secondo la Strategia Comunitaria di Implementazione (CIS).

Linea guida	Argomento
Guidance n° 1	Economics – Wateco.
Guidance n° 2	Identification of water body
Guidance n° 3	Pressure and impacts
Guidance n° 4	Heavily modified water bodies – HMWB
Guidance n° 5	Characterisation of coastal waters – COAST
Guidance n° 6	Intercalibration.
Guidance n° 7	Monitoring
Guidance n° 8	Public participation
Guidance n° 9	GIS
Guidance n° 10	Reference conditions inland waters
Guidance n° 11	Planning process
Guidance n° 12	Wetlands
Guidance n° 13	Classification of ecological status

2.1.1 Monitoraggio delle acque

La Direttiva Quadro prevede tre diversi tipi di monitoraggio: Il monitoraggio di sorveglianza, il monitoraggio operativo e il monitoraggio investigativo.

Il monitoraggio di sorveglianza ha come principali obiettivi: la valutazione dell'impatto, la progettazione dei programmi di monitoraggio, la valutazione delle variazioni a lungo termine per cause naturali e/o antropiche e la caratterizzazione dei siti o ambienti di riferimento. Per tale monitoraggio è necessario valutare tutti gli elementi di qualità idromorfologica, tutti i parametri indicativi di tutti gli elementi generali di qualità fisico-chimica, le sostanze prioritarie immesse e tutte le sostanze inquinanti.

Il monitoraggio operativo deve essere pianificato sulla base dei risultati del monitoraggio di sorveglianza ed è fondamentale perché tende a verificare l'efficacia delle misure per il miglioramento dello stato di qualità delle acque ed è quindi rivolto essenzialmente agli elementi che rendono il corpo idrico di qualità ecologica inferiore a Buono.

Nel caso in cui un corpo idrico sia risultato in uno stato ecologico peggiore di Buono e le cause del degrado non sono chiare, è necessario ricorrere al monitoraggio investigativo. Tale tipo di monitoraggio avrà come obiettivo specifico quello di identificare le possibili cause degli impatti, osservati sulle comunità biologiche, al fine di pianificare adeguate azioni di recupero.

La nuova rete di monitoraggio prevista dalla direttiva si articola in più fasi riassumibili nei seguenti punti:

- | |
|--|
| <ul style="list-style-type: none">- Caratterizzazione delle acque superficiali.- Determinazione delle condizioni di riferimento tipo specifiche.- Individuazione delle pressioni.- Valutazione dello stato ecologico. |
|--|

2.1.2 Caratterizzazione delle acque superficiali

Il primo passaggio obbligato da eseguire, per quanto riguarda il sistema di monitoraggio, è rappresentato dalla caratterizzazione delle acque superficiali, secondo i principi illustrati nell'allegato II, per identificare tipi di corpi idrici sulla base di uno dei due sistemi proposti dalla stessa Direttiva (Sistema A e Sistema B).

Entrambi i sistemi suggeriscono l'uso di parametri di tipo fisico (ad es. altitudine, dimensione del bacino, ecc.) e geologico (caratteristiche prevalenti del substrato).

Il sistema B consente, però, l'utilizzo di un numero più elevato di parametri rispetto al sistema A, rilevandosi in generale, secondo diversi autori, potenzialmente più adattabile alle condizioni dei fiumi italiani e sud europei.

In maggior dettaglio :

- il sistema A (Tabella 3) è basato su una regionalizzazione che utilizza la mappa delle Ecoregioni definite da Illies (Annex III della WFD; Figura 1: mappa Ecoregioni, Illies, 1978), combinata ai seguenti parametri: geologia, altitudine, dimensione; articolati in classi predefinite e fisse (per la geologia ad esempio: siliceo, calcareo, organico). In linea generale il sistema A è considerato troppo rigido e non adatto a molti paesi europei.
- Il sistema B (Tabella 4) offre la possibilità di modulare la tipologia di corpo idrico sulla base di caratteristiche dei fiumi su base nazionale o regionale. Alcuni fattori sono indicati come obbligatori e altri opzionali, ma per entrambi esiste una possibilità di modulare le classi di attribuzione per ciascun fattore. I fattori opzionali coprono un'ampia gamma di possibilità come ad esempio, idrologia, substrato, precipitazioni, temperatura, ecc.

Se si segue il sistema A, è necessario classificare in primo luogo il corpo idrico in funzione dell'Ecoregione di appartenenza. Se si segue il sistema B, gli Stati membri devono conseguire almeno lo stesso grado di classificazione realizzabile con il sistema A.

Pertanto, i corpi idrici superficiali vengono classificati in tipi avvalendosi dei valori relativi a descrittori obbligatori, opzionali, o dalla combinazione di entrambi. L'Italia ha adottato lo schema di classificazione di tipo "B", che ha consentito una maggiore elasticità per la classificazione.

Tabella 3. Processo di caratterizzazione dei corpi idrici secondo il Sistema A

CARATTERIZZAZIONE	DESCRITTORI
Ecoregione	Mappa A riportata nell'allegato XI
Tipo	Altitudine Elevata: >800 m Media: da 200 a 800 m Bassa: <200 m
	Dimensione del bacino idrografico Piccolo da: 10 a 100 km ² Medio da: >100 a 1000 km ² Grande da: 1000 a 10000 km ² Molto grande da: >10000 km ²
	Composizione geologica Calcareo Siliceo Organico

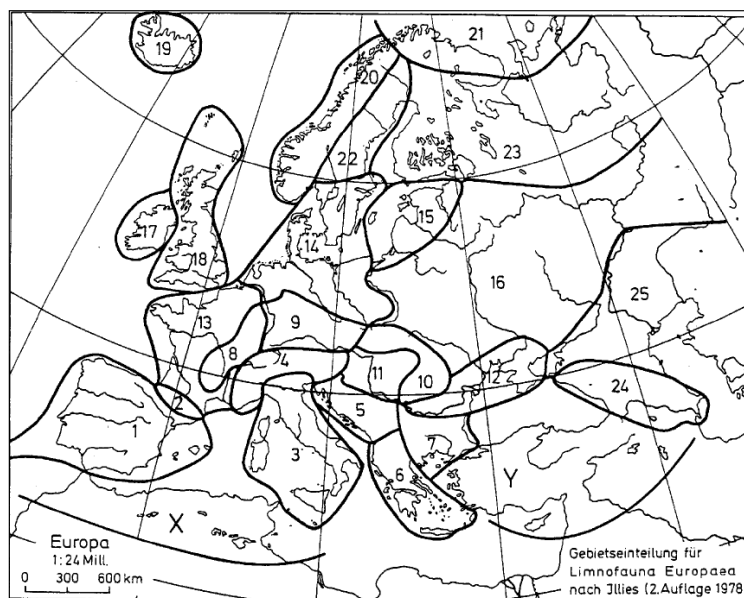


Figura 1. Mappa Ecoregioni (Illies, 1978)

Tabella 4. Processo di caratterizzazione dei corpi idrici secondo il Sistema B

CARATTERIZZAZIONE ALTERNATIVA	DESCRITTORI
Fattori obbligatori	Altitudine Latitudine Longitudine Composizione geologica Dimensioni
Fattori opzionali	Distanza dalla sorgente del fiume Energia di flusso (in funzione del flusso e della pendenza) Larghezza media del corpo idrico Profondità media del corpo idrico Pendenza media del corpo idrico Forma e configurazione dell'alveo principale Categoria in funzione della portata del fiume Configurazione della valle Trasporto di solidi Capacità di neutralizzazione degli acidi Composizione media del substrato Cloruro Intervallo della temperatura dell'aria Temperatura media dell'aria Precipitazioni

2.1.3 Determinazione delle condizioni di riferimento tipo specifiche

Per ciascuna delle tipologie identificate devono essere stabilite le condizioni di riferimento, che esprimono “le condizioni ambientali, rappresentative di un gruppo di siti omogenei, minimamente disturbati, individuati su parametri selezionati di tipo fisico-chimico e caratteristiche biologiche”. Con l’eccezione dei bacini artificiali o dei corpi idrici fortemente modificati, le condizioni di riferimento sono quelle in cui il disturbo antropico sugli elementi di qualità chimico-fisica, idromorfologica e biologica di un corpo d’acqua risulta essere assente o presente in maniera molto ridotta.

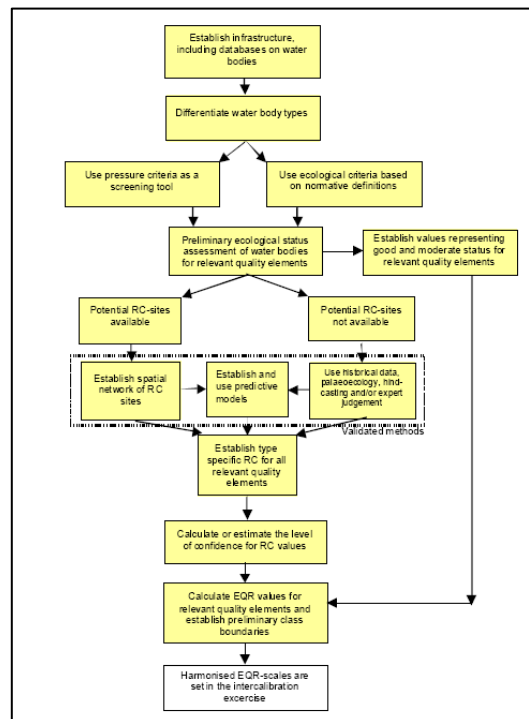
Le condizioni di riferimento forniscono quindi una base rispetto alla quale misurare gli effetti delle attività umane pregresse ed attuali in relazione ad ogni corpo idrico. L’identificazione delle condizioni di riferimento viene richiesta per garantire la distinzione tra le naturali variazioni di background degli ecosistemi acquatici rispetto alle variazioni dovute all’attività antropica. Una volta definiti i valori delle condizioni di riferimento, i sistemi di monitoraggio verranno utilizzati per misurare di quanto le condizioni ecologiche del corpo idrico siano state alterate dalle pressioni, cioè di quanto si siano allontanate dalle relative condizioni di riferimento. Queste condizioni indisturbate saranno, pertanto, le condizioni sulle quali si fonderà l’intero schema di classificazione.

Le basi per l’identificazione delle condizioni di riferimento sono date nell’Allegato II, 1.3 della Direttiva; in sintesi le principali opzioni per gli approcci procedurali sono le seguenti

- Le condizioni di riferimento possono essere derivate direttamente da una rete di siti (approccio spaziale) che corrispondono alle condizioni citate; tale approccio risulta spesso poco realizzabile per la scarsità di corpi d’acqua in condizioni quasi o totalmente indisturbate.
- Le condizioni di riferimento si possono ottenere basandosi su modelli predittivi, o deduzione a-posteriori utilizzando dati storici, paleolimnologici e altri dati disponibili.
- Le condizioni di riferimento possono basarsi sul giudizio esperto laddove non sia possibile applicare i metodi suesposti.

Se non è possibile stabilire condizioni di riferimento attendibili per un particolare elemento di qualità a causa dell’elevato grado di variabilità naturale, l’elemento può essere escluso dall’accertamento dello stato ecologico.

Nella Figura 2 è riportato lo schema procedurale definito nella Linea Guida “Reference conditions inland waters” (Guidance n° 10 - A.A.V.V., 2003)



).

Figura 2. Approccio per la definizione delle Condizioni di Riferimento

2.1.4 Individuazione delle pressioni

Gli Stati membri devono individuare le pressioni antropiche significative, cui sono soggetti i corpi idrici superficiali di ciascun distretto idrografico. A tale proposito è necessario eseguire una valutazione dell'inquinamento da fonti puntuali e diffuse, facendo particolare attenzione alle sostanze ritenute pericolose, elencate nell'allegato VIII, eventualmente presenti.

È necessario inoltre fornire un quadro dettagliato delle sorgenti di captazione per usi urbani, industriali, agricoli e di altro tipo, comprese le variazioni stagionali, la domanda annua complessiva e le perdite dai sistemi di distribuzione, i trasferimenti e, qualora presenti, le deviazioni delle acque.

Per completare devono essere elaborati dei modelli di uso del suolo, comprendendo in questi la localizzazione delle principali aree urbane, industriali, agricole e boschive, nonché le zone di pesca.

2.1.5 Valutazioni dello stato ecologico: importanza dei parametri biologici

Come definito in base all'articolo 8, fine ultimo dei programmi di monitoraggio è la definizione dello Stato Ecologico (si ricorda che nel caso di corpi idrici fortemente modificati o artificiali lo stato ecologico viene definito Potenziale ecologico).

La direttiva ha introdotto un approccio innovativo anche in relazione alla valutazione dello stato di qualità dei corpi idrici che tiene conto in modo integrato sia degli aspetti chimici che degli aspetti biologici. Tale classificazione viene desunta da valutazioni che riguardano tutti i livelli dell'ecosistema: produttori primari, alghe e flora acquatica; consumatori primari, macrobenthos e consumatori secondari, fauna ittica. Gli aspetti idromorfologici e chimico fisici sono considerati come elementi di supporto agli elementi biologici che assumono un ruolo definitivamente centrale (Figura. 3). Il recepimento della Direttiva Europea impone, inoltre, un nuovo approccio di studio per gli elementi di qualità biologica: ciò che viene richiesto è, infatti l'analisi dell'alterazione della comunità osservata rispetto a quella attesa in siti privi di impatti antropici (Comunità di Riferimento).

In particolare, al fine di caratterizzare sia le comunità di riferimento che quelle osservate nei siti di campionamento, si richiedono per ogni elemento biologico valutazioni riguardo la composizione tassonomica, il rapporto tra taxa sensibili e tolleranti, le misure relative a stime di abbondanza, la diversità e dominanza tra i diversi taxa presenti, la standardizzando i valori rispetto ad una superficie di campionamento definita (Figura. 4).

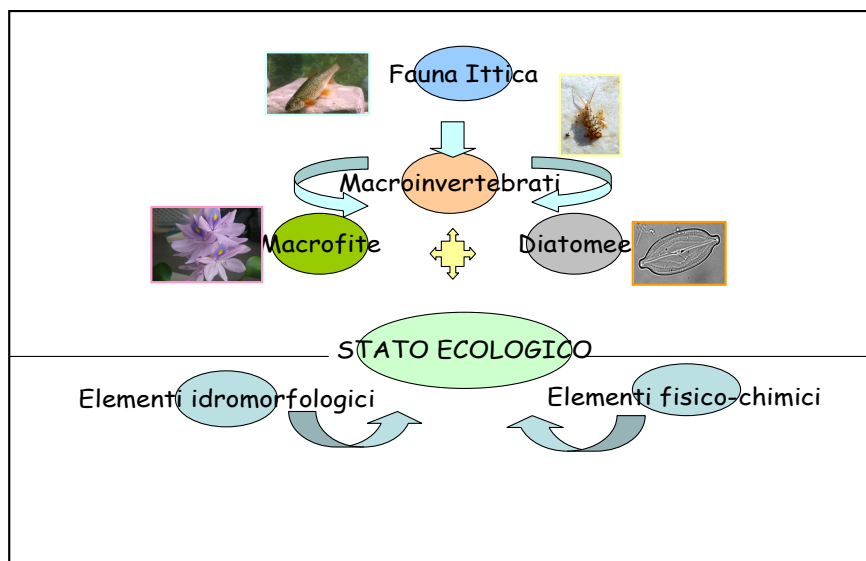


Figura 3. Scheletro di base per la valutazione dello stato ecologico secondo i principi della Direttiva 2000/60/CE.

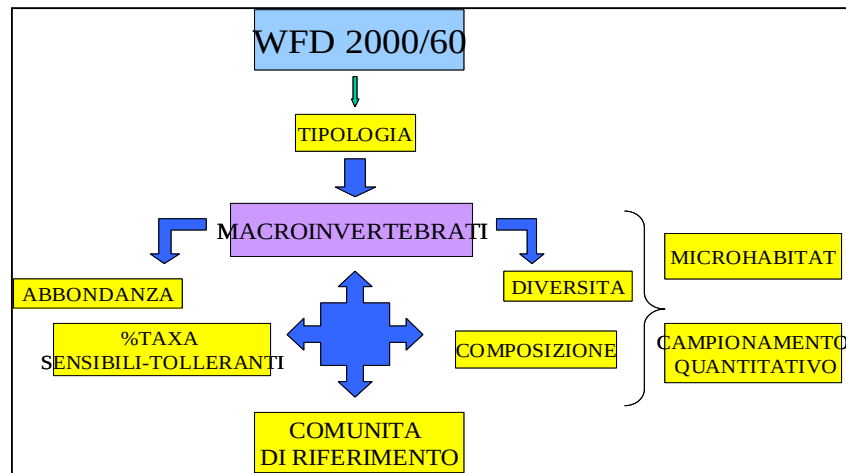


Figura 4 - Valutazioni previste per l'analisi di ciascun elemento biologico secondo i principi della Direttiva 2000/60/CE

Lo stato di qualità dei corpi idrici viene quindi definito come rapporto di qualità ecologica (EQR), calcolato rapportando “i valori dei parametri biologici riscontrati in un dato corpo idrico superficiale a quelli costatabili nelle condizioni di riferimento applicabili al medesimo corpo. Il rapporto è espresso come valore numerico compreso tra 0 ed 1: i valori prossimi a 1 tendono allo stato ecologico elevato, quelli prossimi allo 0 allo stato ecologico pessimo” (Allegato V, 1.4.1, iii). La gamma di valori risultanti da tale rapporto definisce i limiti delle 5 classi di stato ecologico di cui la direttiva fornisce una generica descrizione; queste classi sono: Ottimo, Buono, Moderato, Mediocre, Pessimo. Ognuna delle 5 classi di stato ecologico definita dalla direttiva rappresenta un differente livello di disturbo rispetto ad uno stato di riferimento.

2.1.6 Strategia Comunitaria di Implementazione (CIS) e processo di Intercalibrazione

Come già anticipato, al fine di agevolare l'adempimento della direttiva, sono stati istituiti gruppi di lavoro europei (WG-Working Group) con il compito di affrontare i diversi argomenti evidenziati nel testo legislativo (condizioni di riferimento, metodologie, richiesta e raccolta dati, tutti gli elementi necessari allo sviluppo di opportuni sistemi di classificazione ecologica).

A livello Europeo pertanto è stata sviluppata una Strategia Comunitaria di Implementazione (CIS) della Direttiva.

In questo contesto, come richiesto nell'Allegato V della WFD, è stato intrapreso un esercizio di intercalibrazione per assicurarsi che lo stato ecologico buono per i corpi idrici venga stabilito in conformità alle definizioni normative e rappresenti lo stesso livello di qualità ecologica in tutti gli Stati Membri europei (Guidance n° 6 - A.A.V.V., 2003).

Con l'obiettivo di condurre con successo l'esercizio di intercalibrazione, sono stati istituiti dei Gruppi Geografici di Intercalibrazione (GIGs), sulla base della peculiarità geografiche dei diversi contesti europei (Tabella 5).

A titolo di esempio si ricorda che attualmente (7-9 Gennaio 2008) è in fase di svolgimento la seconda fase di Intercalibrazione, in particolare per il GIG Mediterraneo (Meeting di Bordeaux).

Tabella 5. Gruppi Geografici di Intercalibrazione (GIGs)

GIG	Stati Membri
Fiumi	
Centrale-Baltico	Austria, Belgio, Repubblica Ceca, Danimarca, Estonia, Francia, Germania, Irlanda, Italia, Lettonia, Lituania, Lussemburgo, Paesi Bassi, Polonia, Spagna, Svezia, Regno Unito
Alpino	Austria, Francia, Germania, Italia, Slovenia, Spagna
Mediterraneo	Cipro, Francia, Grecia, Italia, Malta, Portogallo, Spagna
Laghi	
Alpino	Austria, Francia, Germania, Italia, Slovenia
Mediterraneo	Cipro, Francia, Grecia, Italia, Portogallo, Spagna
Acque di transizione	
Mediterraneo	Cipro, Francia, Grecia, Italia, Malta, Portogallo, Slovenia, Spagna

A seconda del GIG sono state caratterizzate diverse categorie di corpi idrici, definite a livello europeo secondo il sistema A ed il sistema B della direttiva.

Nella tabella 6, 7, 8, vengono riportate le diverse categorie per i fiumi nei tre diversi GIG.

Tabella 6. Categorie di corpi idrici caratterizzate per la Tipologia centrale

Tipo	Caratterizzazione fluviale	Area di bacino	Geomorfologia
R-C1	Piccolo di pianura, Sabbia silicea	10-100 Km ²	3-8 m di larghezza
R-C2	Piccolo di pianura, Roccia silicea	10-100 Km ²	3-8 m di larghezza
R-C3	Piccolo di media altitudine, siliceo	10-100 Km ²	2-10 m di larghezza
R-C4	Medio di pianura, misto	100-1000 Km ²	8-25 m di larghezza
R-C5	Largo di pianura, misto	1000-10000 Km ²	Larghezza >25m
R-C6	Piccolo di pianura, calcareo	10-300 Km ²	Larghezza 3-10m

Tabella 7. Categorie di corpi idrici caratterizzate per la Tipologia alpina

Tipo	Caratterizzazione fluviale	Area di bacino	Altitudine
R-A1	Pre-alpino, da piccolo a medio, altitudine elevata, calcareo	10-1000 Km ²	Sito: 400-800
R-A2	Alpino, da piccolo a medio, altitudine elevata, siliceo	10-1000 Km ²	Sito: 500-1000

Tabella 8. Categorie di corpi idrici caratterizzate per la Tipologia mediterranea

Tipo	Caratterizzazione fluviale	Area di bacino	Altitudine	Geologia bacino
R-M1	Piccolo	10-100 Km ²	100-800	Misto
R-M2	Medio di pianura	100-1000 Km ²	<600	Misto
R-M3	Largo di pianura	1000-10000 Km ²	<600	Misto
R-M4	Piccolo-Medio montagne mediterranee	10-1000 Km ²	400-1500	Non siliceo
R-M5	Piccolo mediterraneo temporaneo	10-100 Km ²	<300	Misto

2.2 Recepimento della WFD: Test Unico Ambientale

Il 3 aprile 2006, con l'emanazione del D.L.vo 152/06 sulle norme in materia ambientale, sono state recepite le disposizioni della Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE.

Anche se in ambito metodologico parte delle prescrizioni tecniche del DL.vo 152/99 risultavano conformi a quanto richiesto dalla Water Framework Directive (WFD), sono ancora molte le lacune che, soprattutto per quanto riguarda gli aspetti tecnici, devono essere colmate per un definitivo recepimento e una corretta applicazione delle nuove norme che regolano il monitoraggio. Gran parte delle metodiche che riguardano il monitoraggio degli elementi di qualità biologica (macrofite, diatomee, macroinvertebrati e pesci) devono ancora essere definite.

Resta dunque necessario un ulteriore sforzo organizzativo e finanziario perché le scadenze temporali, previste dalla WFD per conseguire l'obiettivo ambientale complessivo di un buono stato ecologico per tutti i corpi idrici nel 2015, sono molto impegnative e stringenti. Da quanto emerge è evidente come in Italia si stiano inseguendo le scadenze (Tabella 1) e quanto ritardo si sia accumulato a causa di molteplici fattori anche tecnici.

Questa tesi vuole fornire un contributo in questa direzione, dal momento che la Direttiva europea costituisce un quadro normativo articolato e snello che rende possibile i cambiamenti e le implementazioni, seguendo le indicazioni fornite dal processo CIS e dai Working Group, ma demanda ad ogni paese la messa a punto di metodologie e norme standard.

Si ricorda, inoltre, che i ritardi devono essere colmati rapidamente in quanto una norma europea, pur se non recepita da un Paese Membro, diventa attuativa nel momento della sua emanazione, e che, per ogni anno accumulato nel mancato recepimento o nella non corretta applicazione, corrispondono provvedimenti sanzionatori. Attualmente l'Italia è impegnata attivamente nelle fasi tecniche relative alla intercalibrazione e al test delle linee guida nei bacini pilota. Il previsto registro dei siti, che sarà gestito dal centro Ispra è stato approvato e ufficializzato. Si sta inoltre completando la rete di monitoraggio ed in particolare al fine di renderla operativa, il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (MATTM) ha nominato dei gruppi di lavoro composti da esperti nazionali di settore, con il compito di redigere gli allegati tecnici riguardanti i nuovi aspetti del monitoraggio secondo il recepimento della Direttiva.

Nella Tabella 9 viene riportato lo stato di avanzamento dei gruppi di Lavoro e le linee guida prodotte.

Tabella 9. Gruppi di lavoro

Gruppo di Lavoro	Stato	Prodotto
Tipizzazione	Terminato	Decrto ministeriale (Italia, 2008)
Condizioni di riferimento	In corso	Documento in bozza (Buffagni <i>et al.</i> , 2008)
Idromorfologico	In corso	-
Elementi biologici – Protocolli di campionamento	Terminato	Protocolli APAT (A.A.V.V., 2007)
Elementi biologici – Sistemi di valutazione	In corso	-

2.3 Elementi biologici di qualità: protocolli di campionamento

Per quanto riguarda i sistemi di valutazione dello stato ecologico ancora non sono state definite ufficialmente le metodiche per ciascun elemento biologico.

Sono stati nominati dal MATTM gruppi di lavoro specifici per ciascun elemento biologico (macroinvertebrati, macrofite, diatomee, pesci) i quali hanno lavorato sulla stesura di protocolli di campionamento standard in grado di soddisfare le richieste normative. Per ciascun Elemento Biologico di Qualità si è cercato di mettere a punto protocolli di campionamento in grado di fornire dati necessari per rispondere alle richieste della direttiva (riportate in figura 4). In particolare, data la necessità di dovere valutare caratteristiche quali la composizione tassonomica, il rapporto tra taxa sensibili e tolleranti, le misure relative a stime di abbondanza, la diversità e dominanza tra i diversi taxa presenti, tutti i protocolli di campionamento devono permettere la raccolta di dati di tipo quantitativo, rapportati ad una unità di superficie.

L'Università di Viterbo ha partecipato attivamente, in stretta collaborazione con altri enti quali l'Istituto Superiore di Sanità, L'IRSA CNR, la Provincia di Viterbo (Assessorato Ambiente) ed il sistema Agenzie APAT (ora ISPRA, Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale), ARPA, alla stesura del protocollo di campionamento per quanto riguarda la comunità di macroinvertebrati per le acque correnti (Andreani *et al.*, 2007), lavoro al quale io stesso ho partecipato e che viene riportato in allegato in (Appendice 1).

Ad oggi pertanto, per quanto riguarda gli elementi biologici indicati dalla Direttiva sono disponibili solo le linee guida per i campionamenti di ciascun elemento (A.A.V.V., 2007).

3 MONITORAGGIO DELLE ACQUE SUPERFICIALI MEDIANTE UTILIZZO DEI MACROINVERTEBRATI BENTONICI: STATO DELL'ARTE IN EUROPA

L'utilizzo di organismi acquatici per valutare la qualità delle acque è un approccio ormai consolidato da più di un secolo (Kolkwitz & Marsson 1909), ciò nonostante fino agli anni '70 i programmi di monitoraggio in tutto il mondo prevedevano esclusivamente analisi di tipo chimico-fisiche e microbiologiche. Uno dei problemi nell'effettuare solamente questo tipo di analisi risiede nel fatto che esse riflettono condizioni che esistono al momento del campionamento.

Di contro il monitoraggio biologico fornisce un "quadro in movimento" delle condizioni passate e presenti della stazione analizzata e dunque una misura della salute dell'ecosistema spaziale e temporale. Fra tutti gli organismi acquatici che possono essere presi in considerazione nel monitoraggio biologico, i macroinvertebrati sono storicamente quelli più utilizzati (Hellawell, 1986, Bonada *et al.*, 2006, Carter *et al.*, 2006). Per citare un esempio negli Stati Uniti l'analisi della comunità macrobentonica è inserita nei programmi di monitoraggio in 49 su 50 stati, mentre in due terzi (2/3) si utilizzano i pesci e un terzo le diatomee (USEPA, 2002).

Consideriamo le caratteristiche biologiche che rendono i macroinvertebrati dei buoni indicatori. Prima di tutto sono ubiquitari, subendo così l'effetto di perturbazioni in differenti tipologie ambientali e, all'interno di esse, in diversi microhabitat. Sono inoltre presenti in numero elevato facilitando il campionamento e l'analisi del campione. In secondo luogo la comunità è costituita da un gran numero di specie, ognuna con particolari esigenze ecologiche, che offrono un ampio spettro di risposte a stress ambientali. Essendo inoltre principalmente sedentarie, permettono un'analisi spaziale delle perturbazioni e la valutazione di impatti sito-specifici. I cicli di vita relativamente lunghi delle diverse specie (anche più di un anno) consentono analisi a lungo termine degli effetti di perturbazioni sia continue che intermittenti, a causa di uno o più agenti, riflettendo anche effetti sinergici. Infine, si conosce la risposta di molte specie a diversi tipi di inquinamento. Questo permette di poter valutare come l'intera comunità venga alterata e come i diversi taxa si alternino e sostituiscano l'uno all'altro, fornendo un quadro d'insieme e riassuntivo sul grado di alterazione dell'ambiente. Tali organismi offrono, inoltre, molti vantaggi legati alle modalità di analisi. Per quanto riguarda i vantaggi tecnici, possiamo ricordare che il campionamento è relativamente semplice e poco costoso, la tassonomia del gruppo è ben conosciuta e sono disponibili chiavi dicotomiche per l'identificazione dettagliate e di facile utilizzo. Numerose sono, infine, le metodologie rese standard, correntemente applicate per la valutazione della qualità delle acque e facilmente trasferibili agli enti competenti.

Ci sembra opportuno sottolineare anche alcune difficoltà che si possono incontrare utilizzando i macroinvertebrati come indicatori biologici. Alcuni autori ritengono che essi non forniscano risposte adeguate a tutti i tipi di stress: Hawkes sottolinea che non sarebbero sensibili agli effetti di erbicidi (Hawkes, 1979);

Metacalfe asserisce che, essendo l'ambiente fluviale altamente dinamico, i macroinvertebrati non rispondono velocemente a impatti minori, essendo adattati ad un ecosistema naturalmente instabile (Metacalfe, 1989). Inoltre l'analisi della comunità non permette di individuare il singolo inquinante. In secondo luogo la distribuzione di alcuni taxa può dipendere da fattori naturali, prescindendo da quelli strettamente legati alla qualità del sito: natura del substrato, temperatura, velocità della corrente. Un fattore importante è la variabilità stagionale, legata ai cicli biologici delle specie, che può portare in alcuni periodi ad alterazioni della presenza e abbondanza di alcuni taxa, rendendo anche difficile il confronto tra campioni raccolti in momenti differenti. Il riconoscimento tassonomico di alcuni gruppi può essere particolarmente difficile (larve di Chironomidae, alcuni Tricottera, Oligochaeta), problema spesso ovviato applicando indici che necessitano di identificazioni limitate a livelli più generici (Famiglia o Genere).

In Tabella 10 vengono riportati in sintesi alcuni dei vantaggi e difficoltà nell'utilizzo dei macroinvertebrati nel monitoraggio biologico (Rosenberg & Resh, 1993).

Tabella 10. Vantaggi e difficoltà da considerare nell'utilizzo dei macroinvertebrati nel monitoraggio biologico (Rosenberg & Resh, 1993)

Vantaggi	Difficoltà da considerare
Organismi ubiquitari	Campionamenti quantitativi spesso costosi (richiedono un gran numero di campioni)
Comunità composta da un gran numero di specie (offre un ampio spettro di risposte ai disturbi)	Altri fattori oltre la qualità dell'acqua possono interferire con abbondanza e distribuzione delle specie
Lunghi cicli vitali (integrano nel tempo disturbi di tipo intermittente o continui)	Variazioni stagionali possono complicare interpretazione e confronto dei dati
Natura sedentaria di molte specie (evidenzia analisi spaziale del disturbo)	Propensione al movimento in caso di disturbo (drift) (può interferire con il vantaggio nelle essere organismi sedentari)
Campionamenti di facile applicazione	Alcuni gruppi non sono ancora ben noti tassonomicamente
Tassonomia di molti gruppi ben conosciuta (sono disponibili un gran numero di chiavi di riconoscimento)	Possono non essere soggetti ad alcuni disturbi di particolare interesse per la salute umana (es. patogeni umani)
Risposte note, da parte delle specie più comuni, ai diversi tipi di disturbo	

Di seguito viene presentato un approfondimento sui metodi che riguardano il monitoraggio delle acque superficiali, mediante analisi della comunità macrobentonica, attualmente applicati in Europa. Tale studio è il frutto di una ricerca personalmente svolta presso l'Università degli studi di Cardiff, in collaborazione con il Catchment Research Group on Cardiff School of Biosciences del Prof. S. Ormerod nell'anno 2008.

Il monitoraggio degli insetti acquatici ha una lunga tradizione (Hellawell, 1986, Bonada *et al.*, 2006) che si è sviluppata da pochi approcci iniziali fino a svilupparsi in un gran numero di metodi differenti utilizzati in tutto il mondo (Sharma & Moog, 1996). La differenziazione dei metodi è dovuta a diversi fattori (Rosenberg & Resh, 1993, Bonada *et al.*, 2005):

- Tipo di informazione che i diversi metodi acquisiscono in relazione ai diversi impatti antropici.
- Complessità spaziale e temporale che richiede il metodo adattato alle diverse aree.

- Precisione per le valutazioni degli impatti.
- Capacità di discriminare i diversi impatti da analizzare.
- Procedure di analisi dei dati.

A ciò si affianca lo sviluppo legislativo delle norme che regolano il biomonitoraggio degli insetti acquatici (es. *The Canadian Protection Act*, Canada, 1999; *The Water Framework Directive*, Europa, 2000), le quali hanno inciso notevolmente sulla messa a punto e standardizzazione di metodi nazionali contribuendo così all'evoluzione di sistemi di valutazione in grado di discriminare in maniera sempre più efficiente le diverse sorgenti di inquinamento (Niemi & McDonald, 2004).

I primi sistemi di classificazione, utilizzati nel biomonitoraggio, appartenevano alla categoria degli indici biotici. Tali sistemi, seppur speditivi e di facile applicazione, erano basati sul numero di taxa riscontrato (misura della diversità) e sulla presenza di gruppi considerati buoni indicatori biologici (misura dell'integrità faunistica). Tali sistemi apparivano però grossolani in quanto non in grado di discriminare le sorgenti di inquinamento e venivano applicati indistintamente a tutte le tipologie di corpi idrici. Sotto la spinta dell'evoluzione legislativa del monitoraggio e delle conoscenze ecologiche acquisite si è passati a sistemi di valutazione più fini che prendessero in considerazione aspetti quali:

- Divisione in tipi fluviali (le comunità biologiche sono influenzate non solo da fattori legati alla qualità dell'acqua ma anche a fattori ambientali di tipo abiotico quali ad esempio: morfologia, geologia, idrologia...).
- Misure di abbondanza e diversità (si è passati da tecniche di campionamento qualitative a tecniche quantitative).
- Aspetti ecologici (reti trofiche e gruppi funzionali).
- Analisi della struttura di comunità (cicli biologici, taglia di individui).
- Evoluzione nell'analisi di dati (analisi multivariate, tecniche di ordinamento, correlazioni tra variabili ambientali e matrici biologiche).

Infine tutti i sistemi di valutazione di “nuova generazione” esprimono lo stato ecologico in funzione del grado di scostamento tra siti test e siti di riferimento. Se dunque negli studi che prevedono analisi di laboratorio risulta più facile poter disporre di situazioni standard di controllo, per quanto riguarda le analisi che si effettuano sul campo ciò è senz’altro più complicato. Per ovviare a questo problema è stato sviluppato il concetto di condizioni di riferimento, rappresentate da quei siti che esprimono “le condizioni ambientali, rappresentative di un gruppo di siti omogenei, minimamente disturbati, individuati su parametri selezionati di tipo fisico-chimico e caratteristiche biologiche”. (Reynoldson *et al.*, 1997, Bailey *et al.*, 2004). Nella Figura 5 è rappresentata schematicamente l’evoluzione dei sistemi di valutazione e classificazione che come detto ha riguardato gli ultimi vent’anni della ricerca in materia di monitoraggio ambientale.

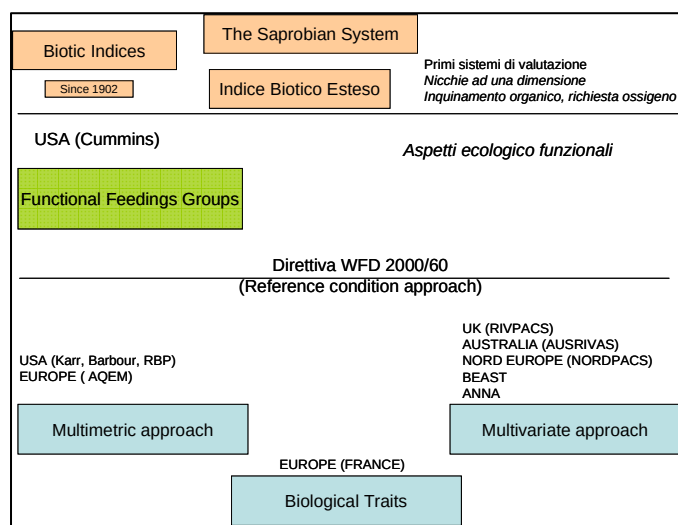


Figura 5. Evoluzione dei sistemi di valutazione che utilizzano i macroinvertebrati bentonici

Di seguito vengono affrontati in dettaglio i sistemi di valutazione di nuova generazione utilizzati ad oggi nei programmi di monitoraggio dei principali Paesi del Mondo (Europa, America e Canada, Australia).

3.1 Gruppi Trofici Funzionali (FFG: Functional Feedings Group)

Il primo passaggio nell’evoluzione dei sistemi di valutazione è rappresentato dall’analisi funzionale della comunità attraverso lo studio dei gruppi trofici alimentari. Si è passati infatti dallo studio della comunità biologica, riguardante misure della biodiversità e dei rapporti tra taxa sensibili e tolleranti, allo studio ecologico funzionale delle relazioni trofiche nella catena alimentare.

L’approccio ai gruppi trofici è stato descritto per primo da Cummins circa 30 anni fa (Cummins, 1973).

Anche se la gran parte dei macroinvertebrati è considerata onnivora, un' alternativa è quella di considerare i gruppi trofici funzionali basati sui meccanismi di acquisizione del cibo. Vere e proprie categorie nutrizionali, presenti in un determinato ambiente, sono correlate con parte della comunità macrobentonica capace di insistere su quella risorsa. L'assunto di base è che come cambia la disponibilità relativa della risorsa, cambia la frazione corrispondente dei gruppi funzionali. Le categorie di cibo presenti nelle acque dolci sono:

- CPOM (Materiale organico grossolanamente articolato es: residui fogliari, tronchi o rami di piante terrestri, piante vascolari, macrofite).
- FPOM (Materiale organico finemente articolato, materiale organico in sospensione).
- Periphyton (principalmente alghe incrostanti su roccia e piante acquatiche es: diatomee).
- Prede, tutti i macroinvertebrati catturati dai predatori (principalmente piccole specie e stadi iniziali di specie più grandi).

Lo schema di attribuzione dei gruppi funzionali è riportato nella tabella 11

In realtà i gruppi trofici non sono da considerare come un vero e proprio sistema di classificazione ma rappresentano il primo passaggio di evoluzione dall'utilizzo degli indici biotici, in quanto vengono indagate le relazioni e le interazioni all'interno della comunità macrobentonica. Per questo motivo i risultati di questo tipo di analisi vengono integrati come metriche o funzioni in altri sistemi di valutazione.

Tabella 11. Gruppi trofici funzionali (Cummins, 1973)

Gruppo Funzionale	Cibo dominante	Meccanismo di alimentazione	Esempio di taxa	Taglia cibo (mm)
Shredders	parti di tessuto piante vascolari, foglie, CPOM	erbivori, detritivori	Tricotteri (Leptocaeridae, Limnephilidae)	>1
Collectors (filtering and Gathering)	FPOM	Detritivori	Plecotteri (Nemouridae)	<1
Scrapers	Periphyton	Erbivori	Tricotteri (Hydropsychidae)	
			Ditteri (Simuliidae)	
			Efemerotteri (ephemeridae)	
			Efemerotteri (Heptageniidae)	<1
Predatori	Parti animali vive	Carnivori	Odonati	>1
			Plecotteri	

3.2 Indici Multimetrici

Gli indici multimetrici sono basati sulla combinazione di metriche individuali che insieme cercano di rappresentare un intervallo di risposte all'impatto antropico (Resh *et al.*, 1995). Secondo questo approccio, una metrica è un parametro che rappresenta un aspetto, una funzione, o altre caratteristiche di una comunità biologica che cambiano in modo prevedibile all'aumentare dell'influenza dell'impatto antropico (Barbour *et al.* 1995). In altre parole una metrica dovrebbe riflettere le risposte specifiche di una comunità biologica a differenti fattori di stress (Barbour *et al.* 1996).

Questo tipo di approccio è la tecnica più frequentemente utilizzata negli Stati Uniti. Inizialmente sviluppato da Karr per lo studio delle comunità ittiche dell'Illinois e sviluppato in seguito in modo più ampio (Karr, 1981; Karr *et al.*, 1986), è alla base del metodo Rapid Bioprotocol Assesment (RBP) applicato per lo studio delle comunità bentoniche e la valutazione ecologica dei corsi d'acqua in America (Barbour *et al.*, 1999; Barbour & Yoder, 2000).

Lo sviluppo dei sistemi multimetrici in Europa, è avvenuto invece, grazie alla sperimentazione e messa a punto di differenti moduli di valutazione durante i progetti europei AQEM ("The Development and testing of an Integrated Assessment System for the Ecological Quality of Streams and Rivers through Europe using Benthic Macroinvertebrates", AQEM Consortium, 2002) e STAR ("Standardisation of river classifications: Framework method for calibrating different biological survey results against ecological quality classifications to be developed for the Water Framework Directive", Furse *et al.*, 2006) al quale hanno partecipato alcuni paesi della comunità europea (es, Buffagni *et al.*, 2004; Lorenz *et al.*, 2004, Ofenbock *et al.*, 2004, Pinto *et al.*, 2004, Hering *et al.*, 2004).

I principi generali sui quali si basa la messa a punto di un sistema multimetrico sono riassumibili nei seguenti punti:

- Campionamento e rilevamento delle variabili ambientali
- Calcolo delle metriche
- Selezione e calibrazione delle metriche che descrivono meglio le relazioni tra comunità biologica e variabili ambientali
- Confronto tra metriche calcolate nei siti test e quelle calcolate nei siti di riferimento
- Aggregazione di queste metriche in un indice multimetrico finale che permette di stimare le diverse classi di qualità ecologiche

Sulla base di tali passaggi si procede con il calcolo dell' Indice Multimetrico. Nella figura 6 viene riportato lo schema procedurale (AQEM Consortium, 2002).

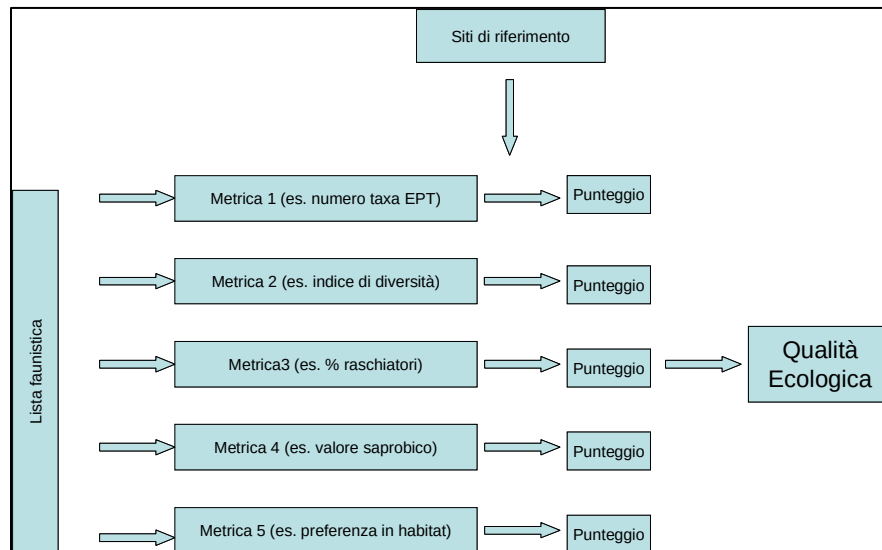


Figura 6. Schema concettuale dell'approccio di un sistema multimetrico di tipo "generico"

Quando possibile le metriche, utilizzate per valutare lo stato ecologico, vengono precedentemente categorizzate in accordo con la loro capacità di discriminare le differenti forme di impatto, conosciuta in letteratura. Nella Tabella 12 vengono riassunte alcune delle Categorie di metriche generalmente più utilizzate (Hering *et al.*, 2004, Furse *et al.*, 2006)

Tabella 12. Categorie e Metriche generalmente più utilizzate dagli indici Multimetrici.

Categoria	Metrica
Ricchezza	Numero Taxa
Composizione	% Taxa Dominanti, % Oligocheti
Diversità	Indice di Diversità Shannon-Wiener
Tolleranza/Intolleranza	ASPT, BMWP, Indice Saprobico
Misure Trofico/Funzionale	%Filtratori, RETI, Indice di Complessità Trofica
Habitat	Numero taxa (semi)sessili
Preferenze Velocità di Corrente	%limnofili, %reofili
Ricambio di Generazioni	%bivoltini, %univoltini

Secondo questo processo, l'applicazione di queste metriche "categorizzate", porta allo sviluppo di un sistema multimetrico *stressor-specific*, capace di indicare le differenti tipologie di impatto cui il sistema è soggetto. Nella figura 7 viene riportato lo schema di base di tale sistema.

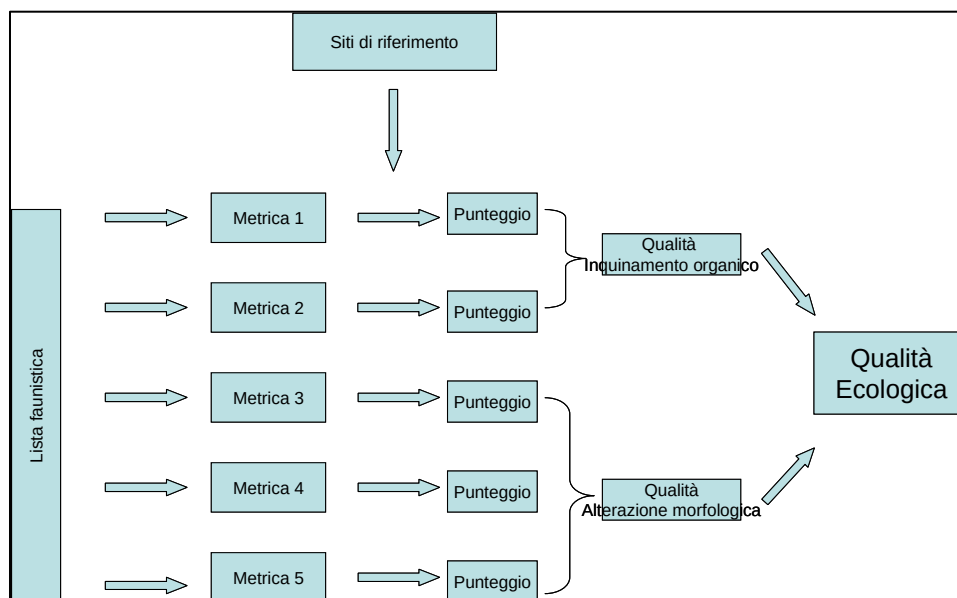


Figura 7. Schema concettuale dell'approccio di un sistema multimetrico di tipo *stressor specific*

Nella Tabella 13 vengono riportati alcuni tra i vantaggi e svantaggi da considerare nell'applicazione degli indici multimetrici nei sistemi di valutazione.

Tabella 13. Vantaggi e svantaggi da considerare nell'applicazione degli indici multimetrici nei sistemi di valutazione (Bonada et al., 2006).

VANTAGGI	SVANTAGGI
Capacità di identificare diversi impatti	Alcune delle metriche strutturali sono basate su generalizzazioni desunte da dati empirici (es. decremento proporzionale in taxa e individui considerati intolleranti EPT)
Capacità di discriminare diversi impatti	Utilizzo della metrica "ricchezza in specie" (non viene presa in considerazione ipotesi disturbo intermedio)
Metriche costruite su basi e concetti di ecologia e predette a priori	Non può riguardare sistema larga scala (ecoregioni differenti)

3.3 Approcci Multivariati

Gli approcci multivariati considerano ciascun taxon come variabile e la presenza o abbondanza del medesimo come attributo di un sito (Norris & Georges, 1993). Contrariamente, dunque, al multimetrico, il valore associato a ciascun sito è una funzione della composizione tassonomica dello stesso sito in relazione con la composizione in altri siti analizzati.

Tale approccio viene utilizzato in valutazioni effettuate su larga scala, piuttosto che in studi puntiformi. Per una corretta applicazione sono infatti necessari un gran numero di dati (stazioni rilevate), che riguardano sia i popolamenti faunistici sia le misure delle variabili ambientali.

L'approccio multivariato è così definito in quanto le valutazioni sullo stato ecologico vengono effettuate mediante l' utilizzo di diverse tecniche di analisi multivariata, quali ad esempio diverse tecniche di ordinamento, seguite solitamente da analisi di regressione multipla o analisi delle funzioni discriminante quando gruppi (patterns) biologici vengono correlati con le variabili ambientali.

L'utilizzo di tale approccio ha avuto inizio in Gran Bretagna (Wright *et al.*, 1984) ed ha portato allo sviluppo del sistema RIVPACS (River In Vertebrate Prediction And Classification System), che rappresenta il primo sistema predittivo riguardante la fauna macrobentonica attesa in assenza di stress ambientali (Wright, 2000). La fauna attesa viene derivata dal RIVPACS utilizzando un database di liste faunistiche (presenze in specie) in siti di riferimento e una serie di caratteristiche ambientali propriamente individuate. La fauna osservata in ciascun sito è comparata con il modello di fauna atteso valutandone il grado di di scostamento. Tale sistema rappresenta il progenitore di molti altri modelli utilizzati in diversi paesi (Reynolds *et al.*, 1995; Davies, 2000, Linke *et al.*, 2005, Kocks *et al.*, 2003;).

La ricostruzione del sistema predittivo può essere riassunta nei seguenti punti ed è rappresentata schematicamente dalla Figura 8.

- Classificazione e raggruppamento dei siti di riferimento basata sui dati faunistici (matrice di presenza/assenza) mediante utilizzo di tecniche di ordinamento.
- Analisi delle funzioni discriminanti o utilizzo dell'analisi delle correlazioni con gli assi principali per evidenziare le variabili ambientali che meglio discriminano i gruppi di stazioni precedentemente individuati.
- Individuazione di una lista predittiva di taxa attesi (E) nei siti di riferimento.
- Individuazione del gruppo di stazioni di riferimento più simili al sito test in esame sulla base delle variabili ambientali predittive scelte.
- Individuazione della lista di taxa osservata (O).
- Calcolo delle distanze osservate /attese (O/E). Quanto più numero di taxa osservati si avvicina a quelli attesi tanto più i siti test saranno vicini alle condizioni di riferimento e il valore del rapporto O/E sarà vicino ad 1.

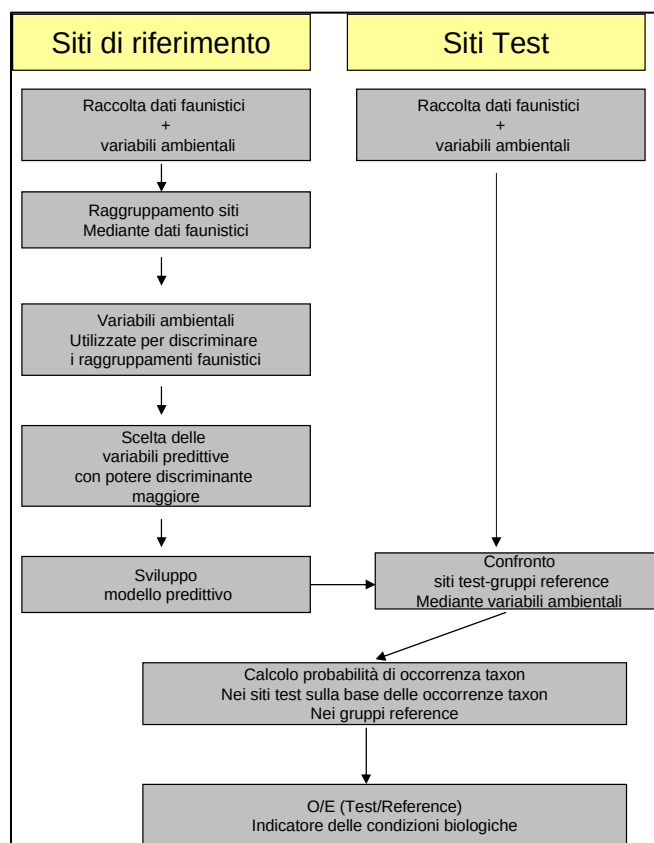


Figura 8 Schema concettuale dell'approccio predittivo

Pur avendo uno scheletro di base molto simile, i differenti sistemi di classificazione, che utilizzano l'approccio predittivo, differiscono tra loro per i tipi di analisi statistiche utilizzate per ottenere l'ordinamento e la classificazione dei siti di riferimento e per la scelta delle variabili ambientali predittive che discriminano meglio tali gruppi di stazioni. Nel sistema RIVPACS, ad esempio, la classificazione dei siti di riferimento è ottenuta mediante analisi delle cluster, secondo il metodo TWINSpan (Two Way Indicator Species Analysis). Nel sistema AUSRIVAS viene utilizzata l'analisi delle Cluster con il metodo UPGMA (flexible-beta unweighted pair-group arithmetic averaging). Per quanto riguarda ANNA (Assesment by Nearest Neighbour Analysis), la differenza con AUSRIVAS e RIVPACS sta nel modo in cui viene predetta la comunità attesa determinata mediante l'analisi dei "nearest neighbour site".

Nella figura 9 vengono riportate schematicamente alcune differenze tra il sistema RIVPACS e quello ANNA.

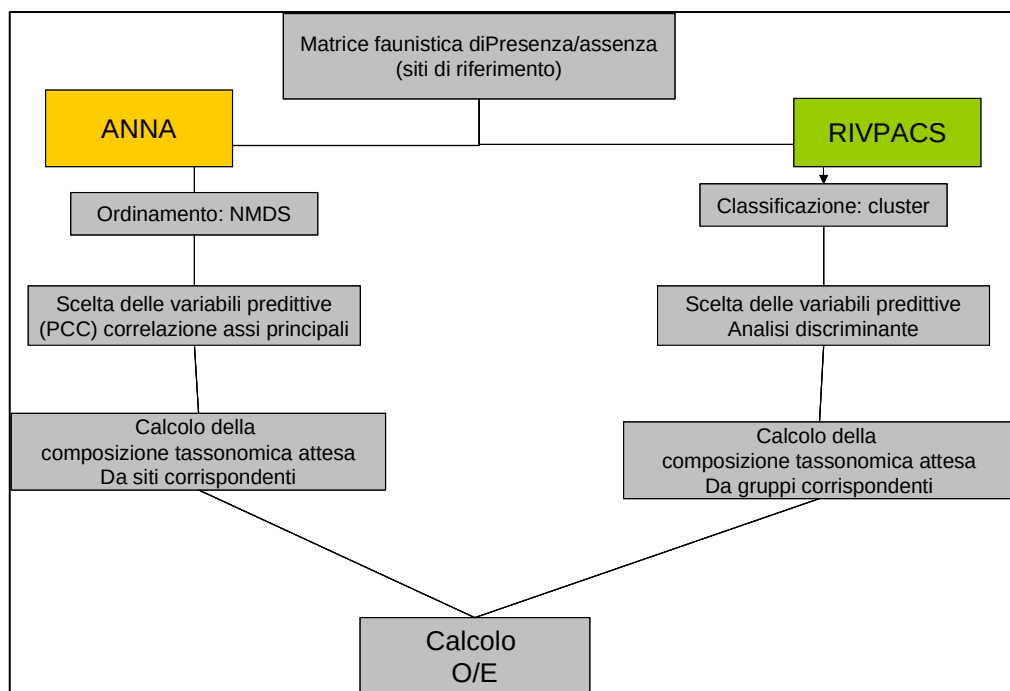


Figura 9. Alcune differenze di approccio tra due sistemi predittivi a confronto

Nella Tabella 14 vengono riportati alcuni tra i vantaggi e svantaggi da considerare nell'applicazione degli indici multimetrici.

Tabella 14. Vantaggi e svantaggi da considerare nell'applicazione degli indici multimetrici nei sistemi di valutazione (Bonada et al., 2006).

Vantaggi	Svantaggi
Facile applicazione. Capacità di identificare impatti.	Non adatti per discriminare diversi tipi di impatto. Richiedono disponibilità numerosi dati, (elevato numero di siti di riferimento elevato numero di siti test, variabili ambientali).
Valido su larga scala.	Non applicabile in tipologie ristrette e studi puntuali.

L'approccio multimetrico e quello predittivo possono essere comparati schematicamente (Figura 10). Entrambi gli approcci necessitano di stabilire quali caratteristiche sono tipiche di condizioni naturali (siti di riferimento). D'altro canto questi due approcci differiscono nel modo in cui vengono elaborati i dati raccolti al fine di valutare il grado di discostamento tra siti analizzati e siti di riferimento. Entrambi i metodi hanno le stesse premesse e richiedono lo stesso tipo di dato.

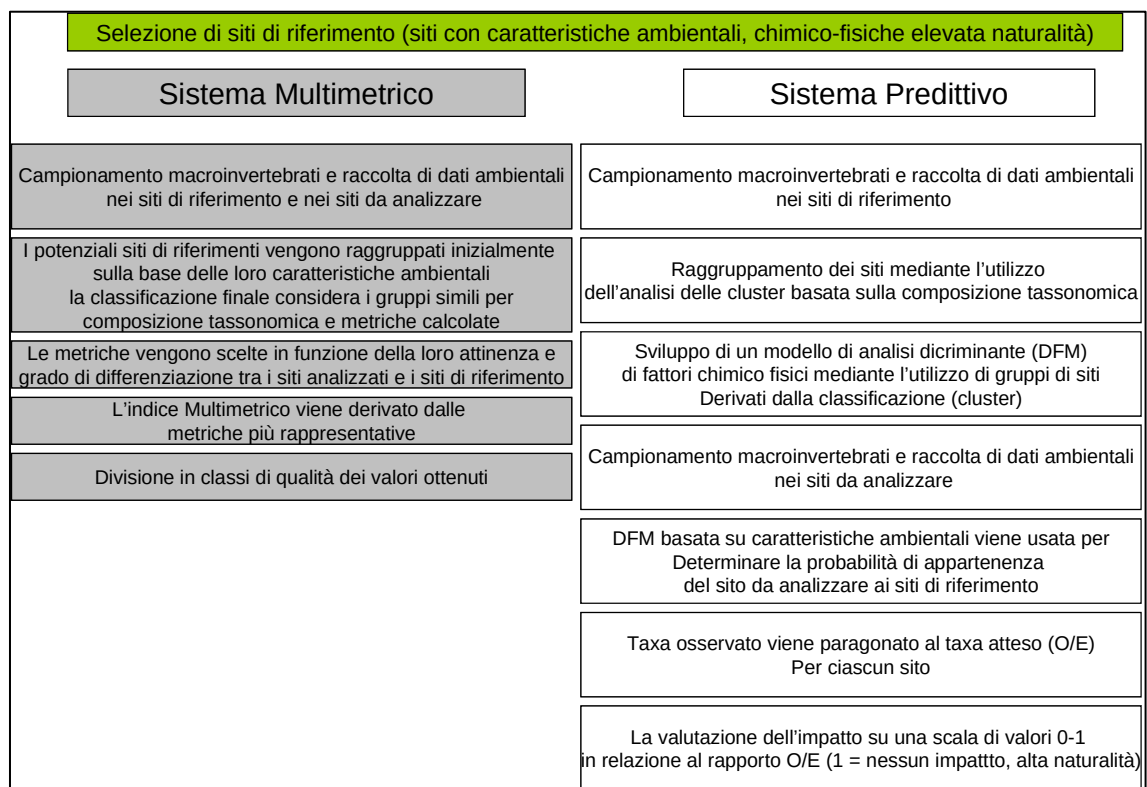


Figura 10. Caratteristiche a confronto tra approccio multimetrico e predittivo

3.4 Approccio ecologico-funzionale: *Trait profile*

Un approccio di analisi dei macroinvertebrati che riassume in se caratteristiche simili sia dell'approccio multivariato che di quello multimetrico è rappresentato dall'approccio ecologico funzionale dei Trait profile (Tachet *et al.*, 1991).

I trait possono essere definiti come caratteristiche autoecologiche dei taxa, utilizzate nel definire alcuni attributi biologici ed ecologici degli organismi per la caratterizzazione funzionale delle comunità macrobentoniche. I trait vengono definiti da diverse modalità, ciascuna delle quali presenta un grado di affinità per taxa

I trait biologici riguardano caratteristiche quali il ciclo vitale (taglia massima, durata del ciclo vitale, numero di generazioni per anno, stadio acquatico), gli aspetti collegati al potenziale di resistenza e resilienza degli organismi (capacità di dispersione, relazione con il substrato, forme di resistenza), le caratteristiche fisiologiche generali (respirazione) e gli aspetti comportamentali della riproduzione e nutrizione (tipo di riproduzione, modo d'alimentazione).

I trait ecologici riguardano i descrittori delle caratteristiche ambientali a macro- meso- e micro-scala. I taxa vengono attribuiti alle diverse modalità sulla base della loro distribuzione biogeografica, longitudinale ed altitudinale, in base al tipo di corso d'acqua colonizzato e in base alle preferenze per tipo di substrato, velocità di corrente, pH, salinità, stato trofico dei corsi d'acqua abitati e valore saprobio.

I metodi utilizzati per valutare la variazione dello stato ecologico degli ecosistemi acquatici sono spesso basati sull'analisi della composizione tassonomica e sull'abbondanza dei taxa. Questi metodi possono soffrire dello svantaggio applicativo di essere fondati su di un "approccio tassonomico" che può essere influenzato da fattori faunistici e biogeografici (diverse composizioni faunistiche nelle differenti aree geografiche).

3.5 Metodi ed Agenzie per il monitoraggio delle acque superficiali: Sintesi e Stato dell'arte

Come si è potuto notare (vedi Paragrafo 2.1.5) la comunità macrobentonica rappresenta uno degli elementi biologici di qualità che la direttiva 2000/60/CE chiede di considerare. Di certo tra tutti gli elementi è quello che storicamente è stato più utilizzato nei programmi di monitoraggio. Per avere un quadro dello stato dell'arte sul monitoraggio delle acque superficiali riportiamo di seguito informazioni riguardo ai programmi di monitoraggio riguardo alla maggior parte dei paesi Europei (Mancini, 2006). Nella tabella 15a vengono riportati gli elementi di qualità biologica che sono attualmente utilizzati nei programmi di monitoraggio dei diversi Paesi Membri. Nella tabella 15b sono riportate le Agenzie che si occupano del monitoraggio nei diversi paesi Membri. Nella tabella 15c sono riportati i diversi approcci e rispettivi metodi utilizzati nei principali Paesi mondiali per quanto riguarda i sistemi di monitoraggio che utilizzano i Macroinvertebrati, mentre la figura 11 riassume quanto detto.

Tabella 15a. Elementi di qualità biologica utilizzati nel monitoraggio delle acque nei diversi paesi europei (adattato da Nixon, 2002)

Diatomee	Macrofite	Macroinvertebrati	Pesci
Austria	Austria	Austria	Austria
Belgio	Belgio	Belgio	Belgio
Francia	Francia	Danimarca	Francia
Germania	Svezia	Finlandia	Irlanda
Irlanda	Olanda	Francia	Norvegia
UK	Lussemburgo	Germania	UK
Italia		Irlanda	
Danimarca		Italia	
Svezia		Lussemburgo	
Olanda		Olanda	
Lussemburgo		Portogallo	
		Norvegia	
		Spagna	
		Svezia	
		UK	

Tabella 15b. Quadro delle diverse agenzie che si occupano di monitoraggio nei diversi paesi europei (adattato da Chave, 2001, Iversen *et al.*, 200, Boon *et al.*, 2000)

Paese	Agenzia	Monitoraggio dal	Frequenza
Austria	Federal Ministry of Agriculture and Forest	1968	6 ogni anno
Belgio	Flennish Environmental Agency	1989	1 ogni anno
Danimarca	Danish Environmental Agency	1989	1 ogni anno
Francia	Reseau National de Bassin, Cemagref	Dato non disponibile	1 ogni anno
Germania	Joint Water Commision of the Federal States	1976	1 ogni 5 anni
Irlanda	Environmental Protection Agency	1971	1 ogni anno
Italia	Agenzia Regionale e Provinciale per la Protezione dell'Ambiente ARPA e APPA	1999	4 o 2 ogni anno
Lussemburgo	Administrations des Eaux et Forets	1972	1 ogni anno
Olanda	Institute for Inland Water Managment and Waste Water Treatment	Dato non disponibile	1 ogni anno
Spagna	Ministerio e Obras Publicas y Urbanismo, Centro de Estudios y Experimentacion de Obras Publicas	1980	4 ogni anno
Svezia	The Swedish University of Agricultural Science	1993	1 ogni anno
UK	National River Authority, Environmental Protection Agency	1970	2-3 ogni anno

Tabella 15c. Stato dell'arte dei diversi metodi che utilizzano i macroinvertebrati nei principali paesi mondiali.

Paese	Tipo di Approccio	Sistema di Valutazione	Bibliografia
USA	Multimettrico	RBP	Barbour <i>et al.</i> , 1999
Germania	Multimettrico	AQEM protocol	Lorenz <i>et al.</i> , 2004
Austria	Multimettrico	AQEM protocol	Ofenbock <i>et al.</i> , 2004
Repubblica Ceca	Multimettrico	AQEM protocol	Barbec <i>et al.</i> , 2004
Portogallo	Multimettrico	AQEM protocol	Pinto <i>et al.</i> , 2004
Grecia	Multimettrico	AQEM protocol	Skoulikidis <i>et al.</i> , 2004
Regno Unito	Multivariato	RIVPACS	Wright <i>et al.</i> , 1984
Canada	Multivariato	BEAST	Reynolds <i>et al.</i> , 1995
Australia	Multivariato	AUSRIVAS	Davies, 2000
Repubblica Ceca	Multivariato	PERLA	Kocks <i>et al.</i> , 2003
Francia	Trait biologico ecologico	TRAIT	Tachet <i>et al.</i> , 1991

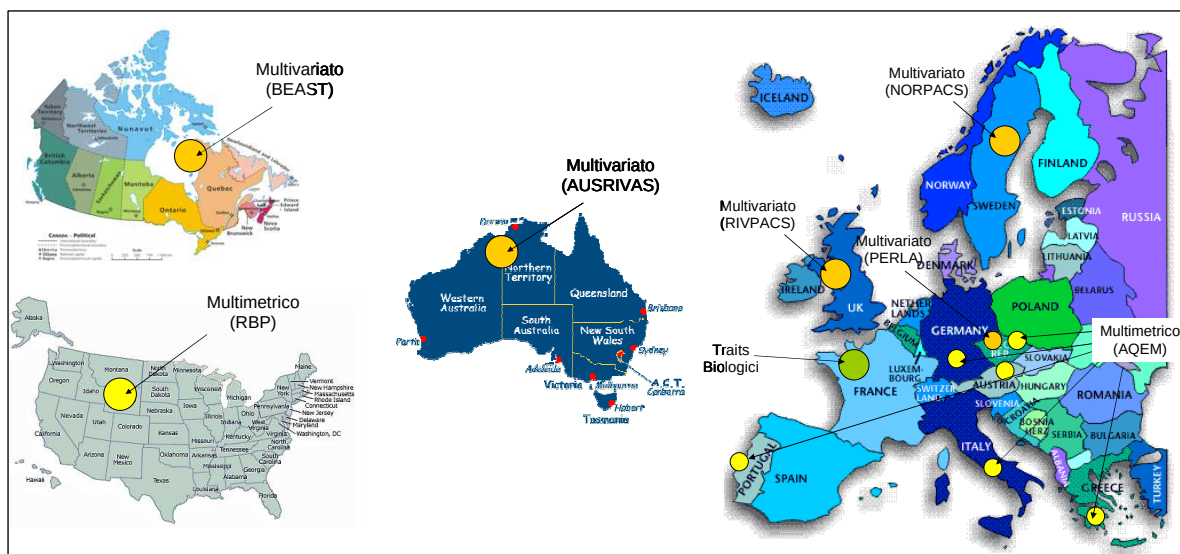


Figura 11. Distribuzione dei diversi approcci e metodi utilizzati nei sistemi di monitoraggio nazionali

4 AREA DI STUDIO

4.1 Analisi del territorio: La provincia di Viterbo

La provincia di Viterbo è la più settentrionale delle province del Lazio; rientra all'interno della Tuscia Laziale, area che si estende a Nord di Roma tra il fiume Tevere e il Mar Tirreno.

Con un'estensione di 3612 km², essa è delimitata a Nord dalla Toscana (province di Grosseto e Siena), alla quale storicamente si collega in quanto sede di alcuni tra i maggiori centri della civiltà etrusca, ma dalla quale si distingue per il paesaggio naturale prevalente, tipicamente di origine vulcanica. Ad Est la regione Umbria, in particolare il territorio della provincia di Terni, la delimita lungo la valle del Tevere, mentre a Sud la provincia è lambita dalla regione Sabatina e dai contrafforti settentrionali dell'acrocoro tolfaiano, importante comprensorio della Tuscia, ricadente tuttavia in massima parte nella provincia di Roma.

Il territorio provinciale racchiude una grande varietà di paesaggi determinati dall'irregolarità dei suoi confini amministrativi, che raramente coincidono con i limiti naturali quali corsi d'acqua o linee di spartiacque, e che vanno dalle pianure alluvionali della fascia costiera (Maremma Laziale) ai complessi vulcanici dell'interno, che culminano nei 1053 m del Monte Cimino.

Il territorio della Tuscia Laziale si sviluppa in massima parte su substrati vulcanici derivanti dall'attività esplosiva di tre importanti complessi vulcanici: quello vulsino, dominato dalla vasta depressione lacustre di Bolsena, quello vicano con il lago di Vico in posizione centrale, e quello cimino subito a Sud-Est di Viterbo. Tra questi apparati principali, modesti per altezza, si sviluppano bassi e monotoni pianori tufacei solcati da profondi valloni chiamati "forre". Queste valli fluviali, più o meno larghe, che si aprono improvvisamente nelle pianure leggermente ondulate, rendono particolarmente suggestivo il paesaggio della Tuscia. L'origine vulcanica della zona si rileva, oltre che dalla conformazione dei laghi, anche dalla presenza di sorgenti di acque sulfuree termali.

E' possibile pertanto individuare, sulla base delle caratteristiche geomorfologiche, all'interno del territorio provinciale cinque regioni naturali o sub-regioni geografiche che procedendo da Nord verso Sud sono:

- Regione vulsina
- Regione cimino.
- Regione dell'Alta Tuscia Laziale.
- Bacino idrografico del fiume Marta
- Regione della valle del fiume Tevere ad Est, ampio impluvio in cui digradano i tavolati tufacei e le forre fluviali delle regioni collinari

4.2 Geologia della Provincia di Viterbo

La geologia della provincia di Viterbo è caratterizzata principalmente da formazioni dovute all'attività di tre importanti complessi vulcanici: quello Vulsino, quello Vicano, e quello Cimino.

Il territorio può essere schematizzato in tre fasce (Casentino *et al.*, 1993):

- Occidentale, la Maremma, in cui si rinvencono in larga maggioranza formazioni di tipo sedimentario, con argille, sabbie, conglomerati, depositate in corrispondenza dei grandi cicli marini del Pliocene e del Pleistocene (tra 5 e 0,6 milioni di anni fa).
- Orientale, sulla sponda destra del Tevere, caratterizzata da argille e sabbie marine in successione verticale, di età Pliocenica, in parte ricoperte da conglomerati e travertini d'origine continentale e di età Pleistocenica.
- Centrale, notevolmente più ampia delle precedenti in cui si manifestano le formazioni vulcaniche, ignimbriti, lave, tufi e piroclastici.

I terreni vulcanici ricoprono quelli più antichi di origine sedimentaria che affiorano o emergono dalla copertura vulcanica in maniera sempre piuttosto esigua, come ad esempio nel caso del Monte Canino, del Monte Soratte, o del Monte Razzano.

Le acque del mare Pliocenico meno di due milioni di anni fa, coprivano totalmente tutta questa area oggi emersa, lambendo la catena appenninica, come testimoniano vasti depositi di argille e argille sabbiose, spessi fino a 1500 m, ora incisi dall'azione del Tevere e dei corsi d'acqua minori. Il territorio viterbese venne modificato durante il periodo pleistocenico in cui si verificò una regressione marina e, contemporaneamente, la genesi dei tre complessi vulcanici che, in conseguenza delle loro eruzioni, coprirono il territorio con depositi di lava e ignimbriti, che sono stati successivamente soggetti a degradazione. La storia geologica di quest'area è quindi considerata recente, risalente a circa 1 milione di anni fa, quando ebbe inizio l'attività dei tre vulcani che si protrasse fino a 300.000 anni fa.

La fascia centrale del territorio è dominata orograficamente dalla presenza del Monte Cimino, il cui profilo è presente quasi costantemente sullo sfondo dei panorami della provincia, fungendo da punto di riferimento e sistema di orientamento. Ai suoi piedi sorge la città di Viterbo, baricentro dell'intera area.

Nel territorio si possono distinguere suoli di origine piroclastica magmatica, prodotti prevalentemente coerenti costituiti da rocce vulcaniche e sedimentarie di dimensioni variabili, di limitata estensione in affioramento; colate piroclastiche a matrice cineritico-pomiche e piroclastiti di lancio costituite da livelli lapilloso-sabbioso e cineritici.

L'azione erosiva sui substrati di tufo vulcanico, teneri e friabili, dei giovani corsi d'acqua ha dato luogo a profonde incisioni da sempre conosciute con il termine di "forre", canali scavati nei substrati piroclastici dall'erosione delle acque, in regimi di forte portata, come nel periodo post-glaciale, durante il quale, presumibilmente, si è esplicata con maggiore forza l'azione erosiva. La recente manifestazione del fenomeno è evidente nelle pendenze molto elevate dei versanti. Le forre, a causa di un reticolo idrografico molto esteso e ramificato, nonché della bassa resistenza agli agenti erosivi dei prodotti piroclastici, costituiscono un elemento

peculiare della morfologia e un aspetto caratteristico del paesaggio della provincia di Viterbo. Per questo motivo questi ambienti speciali meritano un accenno particolare, considerato anche che la provincia di Viterbo ha redatto un “Piano provinciale per la salvaguardia delle foreste”.

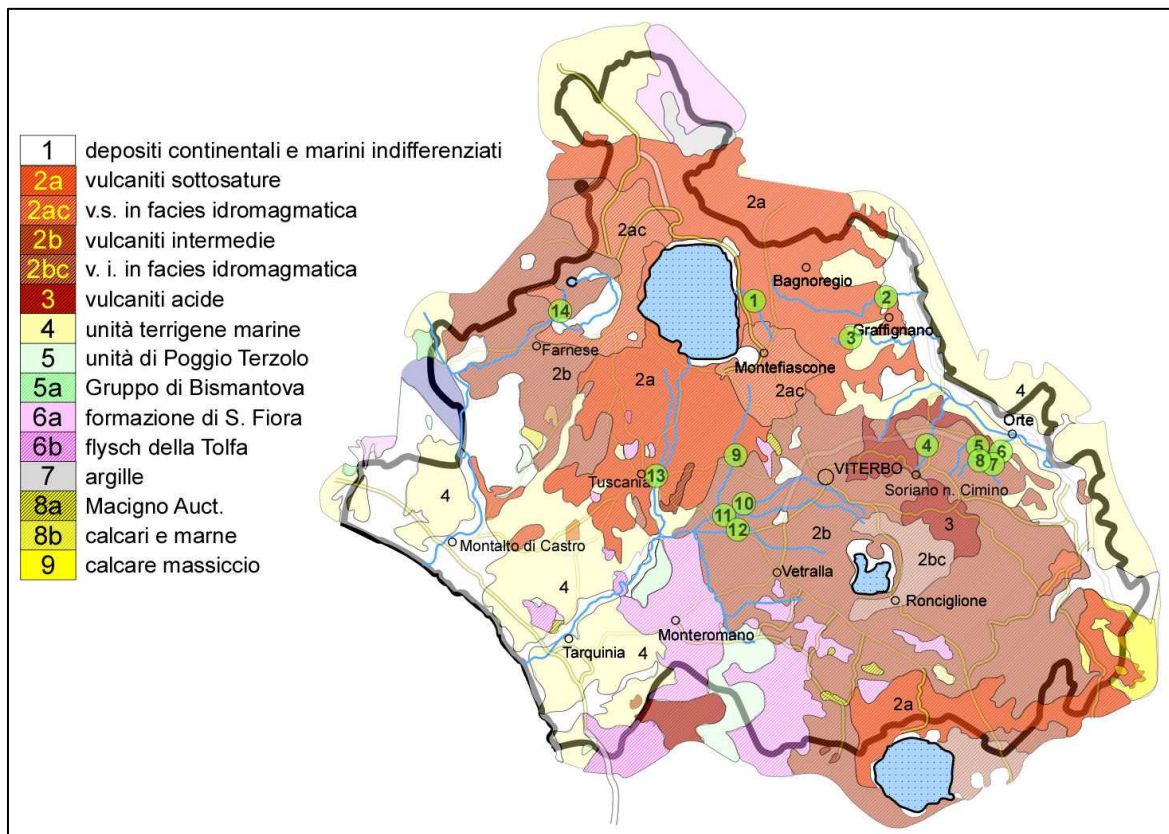


Figura 12 Mappa Geologica della provincia di Viterbo studio, modificato da Baiocchi, 2007 (1= Foso di Arlena, 2= Rio Chiaro, 3 Fosso della Mola, 4= Fosso Castello, 5 = Fosso di Valle Canale, 8 e 6= Rio Paranza, 7= Fosso di Mole Paranza, 9= Fosso Leja, 10 = Rio Freddano, 11= Fosso Risiere, 12= Fosso Rigomero, 13= Fosso Acquarella, 14=Fosso della Faggeta)

4.3 Idrologia della Provincia di Viterbo

Il territorio della Regione Lazio è suddiviso in tre aree idrograficamente distinte di competenza di altrettante “Autorità di Bacino” (Ciambella *et al.*, 2003).

- Autorità di Bacino del fiume Tevere (Bacino nazionale).
- Autorità di Bacino del fiume Fiora (Bacino interregionale).
- Autorità di Bacino Regionale, che include i bacini idrografici minori che si sviluppano interamente nel territorio regionale (Arrone, Marta e lago di Bolsena, Mignone).

I corsi d'acqua che scorrono nel territorio della provincia di Viterbo hanno quasi tutti carattere giovanile, torrentizio con un reticolo arborescente che si origina con andamento centrifugo all'intorno dei laghi di Bolsena e Vico, fatta eccezione per quelli di primo e secondo ordine (in base alla Legge 152/99, Italia, 1999).

La linea che va dal Lago di Bracciano al Lago di Bolsena, passando per il Lago di Vico, rappresenta lo spartiacque che separa i due grandi gruppi di corsi d'acqua, ovvero quelli appartenenti alla destra orografica del bacino del Tevere e quelli che sfociano direttamente nel Mar Tirreno e che fanno parte dei bacini idrografici del Fiume Fiora, del Torrente Arrone, del Fiume Mignone. Del bacino idrografico del Fiume Tevere fa parte il Fiume Treja. Un sottosistema si forma sulla destra orografica del bacino del Tevere ed è formato da una serie di affluenti di secondo, terzo, quarto e quinto ordine che si sviluppano dalla confluenza del Rio Fratta alla confluenza del Torrente Rigo con il Tevere stesso, con portate medie annue stimate inferiori a 5 mc/sec.

Molti dei corsi d'acqua più importanti appaiono drenare falde acquifere sospese, lungo contatti stratigrafici, generalmente tra ignimbriti. Le valli impostate nei complessi vulcanici sono generalmente strette, con versanti ripidi provvisti di cornice alla sommità quali sono ad esempio i corsi del Marta, del Timone, del Rio Vicano. Le valli si aprono invece nei tratti in cui i corsi d'acqua interessano le formazioni sedimentarie.

Il bacino del fiume Tevere interessa il 90% del territorio dell'Umbria e del Lazio, dove copre una superficie di 17500 kmq, mentre la restante parte ricade nelle regioni Emilia Romagna, Toscana, Marche e Abruzzo. Il bacino comprende totalmente o parzialmente ben 371 comuni.

L'orografia del bacino è caratterizzata dai rilievi montuosi appenninici, con orientamento NordOvest-SudEst, che superano le quote di 1500 s.l.m. soltanto nei settori orientale e sud-orientale. Il fiume Tevere è il corso d'acqua più grande che scorre nella nostra Provincia e sfocia nel Mar Tirreno nei pressi di Fiumicino dopo aver percorso 405 km dalla sua sorgente sul Monte Fumaiolo (1407 m).

Il bacino Regionale ha una estensione complessiva di circa 5272 kmq ed è stato suddiviso in tre aree in base alle caratteristiche idrografiche, geomorfologiche ed antropiche. La prima di queste aree ricade per l'83% nella provincia di Viterbo includendo la parte occidentale del territorio.

Il bacino del fiume Fiora ha una estensione di 822 kmq., confina con i bacini regionali della Toscana a nord, con il bacino nazionale del Tevere ad est e con i bacini regionali del Lazio a sud-est. Oltre alla provincia di Viterbo, esso interessa la provincia di Grosseto.

Il suo territorio è sostanzialmente poco alterato. La rete idrografica del bacino del Fiora è caratterizzata da sottobacini di scarsa ampiezza sulla destra dell'asta principale e da una rete idrografica maggiormente articolata con percorso delle aste fluviali più sviluppato e a minore pendenza, che caratterizza gli affluenti di sinistra. Il fiume Fiora è uno dei corsi d'acqua più rilevanti dal punto di vista delle emergenze ambientali del territorio. Nasce dal gruppo del Monte Amiata a 646 metri s.l.m. e sfocia nel Mar Tirreno all'altezza di Montalto di Castro dopo aver percorso 80 km. I due principali tributari del fiume Fiora si sviluppano, infatti, proprio sulla sinistra idraulica e sono il fiume Olpetà, che origina dal lago di Mezzano, ed il fosso Timone.

Il bacino idrografico del fiume Marta copre una notevole frazione del territorio provinciale. Il fiume Marta si origina dal Lago di Bolsena e scorre su un territorio per lo più pianeggiante e a vocazione agricola. La qualità delle sue acque è influenzata non soltanto dagli scarichi domestici dei centri abitati che attraversa (Tuscania e Tarquinia), ma anche dagli sversamenti più o meno diretti conseguenti alle attività industriali che insistono all'interno del suo bacino, quali industrie alimentari e zootecniche. Il Marta, considerato il suo breve corso, presenta una qualità ambientale fortemente influenzata dai suoi affluenti.

Il Mignone, che dà il nome all'omonimo bacino, si origina nel territorio del comune di Vejano, precisamente dal Poggio di Coccia (612 metri s.l.m.), e raccoglie le acque di alcuni fossi provenienti dalla zona di Barbarano Romano, da quella di Capranica- Bassano Romano e dalla zona di Blera. Lungo 59 km, scorre nel territorio provinciale di Viterbo per il 78% per poi entrare in quello di Roma e poi sfociare nel Tirreno, in prossimità di Tarquinia. Il suo bacino imbrifero copre una area di 482 km²

Il bacino idrografico del Torrente Arrone interessa un territorio a prevalente carattere agricolo. Sfocia nel Tirreno e subisce nel suo pur breve percorso le influenze degli scarichi civili dei vari paesi che attraversa (Arlena di Castro, Tuscania, Montalto di Castro) e in particolar modo dalle sostanze inquinanti derivanti dalle attività agricole.

4.4 Siti di campionamento

Lo studio è stato condotto nel corso degli anni dal 2006 al 2008. Per la messa a punto del sistema di classificazioni riguardante i piccoli fiumi vulcanici sono state studiati 12 diversi corsi d'acqua.

I campionamenti sono stati effettuati in tre diverse stagioni dell'anno (autunno, inverno, primavera).

Sono state analizzate un totale di 34 stazioni di campionamento.

Nella Tabella 16 vengono riportati alcuni dati geografici delle stazioni in esame.

Tabella 16. Stazioni di campionamento e alcuni dati geografici

Site name	Cod	Dist sorg.	Altit	Area Bac.
Acquarella monte	Acqm	8.71	170	1.375
Acquarella	Acq	12.32	125	1.526
Arlena monte	Arlm	6.32	423	1.075
Arlena ref	ARL	6.39	399	1.111
Arlena valle	Arlv	7.22	375	1.152
Castello	Cas	7.07	275	1.005
Chiaro monte	Chim	13.02	250	1.212
Chiaro intermedio	Chii	16.45	225	1.520
Chiaro valle	Chiv	22.67	225	1.521
Faggeta monte	Fagm	2.88	387	0.834
Faggeta ref	FAG	3.75	362	0.862
Freddano	Fre	17.58	150	1.771
Leja monte	Lejm	12.2	179	1.297
Leja	Lej	12.4	175	1.311
Mola Celleno monte	Mcem	1.97	245	0.725
Mola Celleno	Mce	2.6	211	0.780
Paranza monte	Parm	4.6	207	1.048
Mole Paranza	Mpa	2.88	201	0.732
Paranza	Par	14.39	198	1.502
Rigomero	Rig	14.1	145	1.576
Risiere	Ris	18.43	138	1.445
Valle Canale monte	Vcam	12.34	250	1.195
Valle Canale	VCA	12.92	240	1.204

Cod= Codice;Dist.sorg.= Distanza sorgente in Km; Alt.= Altitudine in m.s.l.m.; Area Bac.= Area di Bacino in Km².

In particolare, le stazioni interessate dal seguente studio sono state distribuite nelle regioni naturali o sub-regioni geografiche precedentemente elencate.

Nella Tabella 17 vengono riportate le distribuzioni delle stazioni rispetto ai distretti vulcanici. Nella Figura 13 viene riportata l'area di studio con la localizzazione delle stazioni di campionamento dei corpi idrici analizzati.

Tabella 17. Distribuzioni delle stazioni di campionamento rispetto ai distretti vulcanici della Provincia di Viterbo

Distretti vulcanici della Provincia di Viterbo analizzati	Corpi idrici
Alta Tuscia Laziale	Fosso della Faggeta
Area dei Vulsini	Fosso di Arlena
Bacino del Fiume Marta	Fosso Acquarella, Fiume Leja, Rio Freddano, Fosso Rigomero, Fosso delle Risiere
Bacino del Fiume Tevere	Rio Chiaro Fosso, Mola Celleno, Fosso del Castello, Fosso di Valle Canale, Rio Paranza, Fosso Mole Paranza



Figura 13. Area di studio (1= Foso di Arlena, 2= Rio Chiaro, 3 Fosso della Mola, 4= Fosso Castello, 5 = Fosso di Valle Canale, 8 e 6= Rio Paranza, 7= Fosso di Mole Paranza, 9= Fosso Leja, 10 = Rio Freddano, 11= Fosso Risiere, 12= Fosso Rigomero, 13= Fosso Acquarella, 14=Fosso della Faggeta)

5 MATERIALI E METODI

5.1 Caratterizzazione dei corpi idrici: tipizzazione

La caratterizzazione dei corsi d'acqua presi in considerazione nel seguente studio è stata effettuata mediante applicazione delle norme italiane che riguardano il processo di tipizzazione, secondo le indicazioni delle Linee guida (Italia, 2008). Tale processo si articola nei seguenti tre passaggi:

- Livello 1 – Regionalizzazione.
- Livello 2 – Definizione di una tipologia.
- Livello 3 – Definizione di una tipologia di dettaglio.

5.1.1 Livello 1. Regionalizzazione

Il livello 1 si basa su una regionalizzazione del territorio europeo e consiste in una identificazione di aree (HER = Idro-Ecoregioni) che presentano al loro interno una limitata variabilità per le caratteristiche chimiche, fisiche e biologiche, sulle quali applicare successivamente la tipizzazione dei corsi d'acqua. I descrittori utilizzati sono riportati nella tabella 18.

Tabella 18. descrittori utilizzati per la Regionalizzazione

Classi di descrittori	Descrittori
Localizzazione geografica	Altitudine, Latitudine, Longitudine
Descrittori morfometrici	Pendenza media del corpo idrico
Descrittori climatici	Precipitazioni, Temperatura dell'aria
Descrittori geologici	Composizione geologica del substrato

Il concetto di Idro-Ecoregione (HER) deriva dal concetto di ecoregione terrestre, sviluppato in Francia da Omernick e successivamente ripreso da Wasson (Omernick, 1987; Wasson, 2002a; Wasson, 2002b). È basato su un approccio dall'alto verso il basso (top-down) per il quale i fattori di controllo globali determinano le condizioni locali osservate nei fiumi. Più in particolare, la diversità naturale dei fiumi è considerata il risultato della sovrapposizione di due fattori: il gradiente monte-valle e l'eterogeneità regionale (Wasson *et al.*, 2001).

Il concetto si basa sulle teorie del controllo gerarchico degli idrosistemi (Figura 14), secondo le quali i principali fattori che determinano le caratteristiche degli idrosistemi sono la geologia, l'orografia e il clima (Frissel *et al.*, 1986; Naiman *et al.*, 1992; Hynes, 1975; Wasson *et al.*, 2002a), le quali a loro volta regolano la morfodinamica e i parametri idrochimici a scala di tratto fluviale e, di conseguenza, regolano l'ecosistema e le

biocenosi presenti. Geologia, Orografia e Clima sono considerati pertanto i principali fattori che determinano le caratteristiche degli ecosistemi d'acqua corrente a scala di bacino.

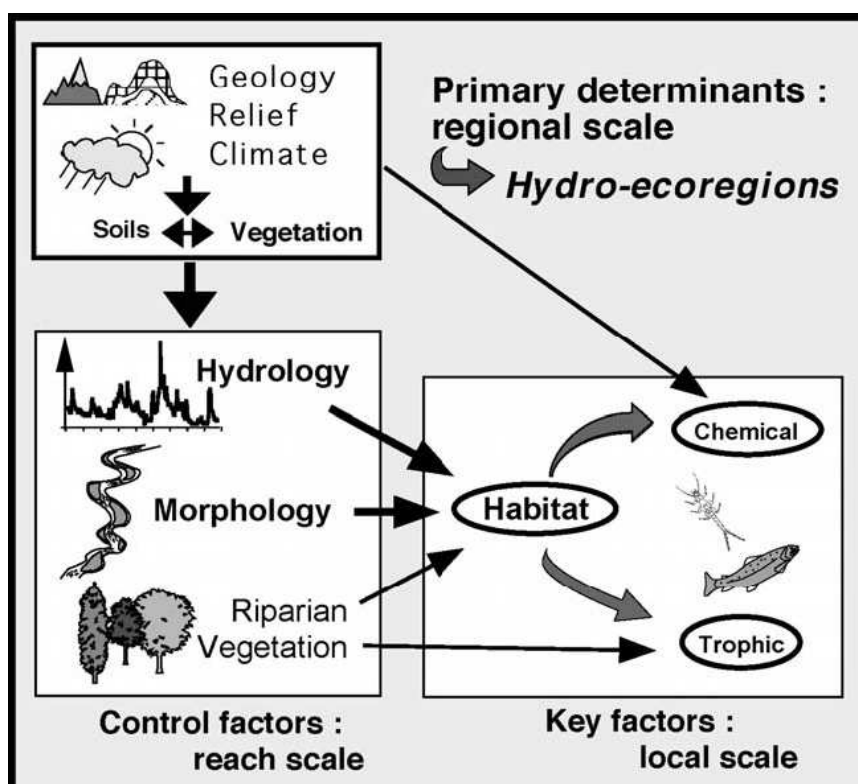


Figura 14. Schema concettuale alla base del controllo gerarchico degli Idrosistemi (modificato da Wasson *et al.*, 2002a)

Le ipotesi fondanti dell'approccio delle Idro- Ecoregioni sono:

- All'interno di ogni HER gli ecosistemi di acqua corrente devono presentare una variabilità limitata per le caratteristiche chimiche, fisiche e biologiche, oltre che un simile pattern di variazione longitudinale.
- Gli ecosistemi di HER diverse devono differire per almeno uno dei principali parametri abiotici, e queste differenze si devono riflettere in modo consistente e significativo sulla struttura biologica.

Nella figura 15, sono riportati i confini delle diverse Idro-Ecoregioni che interessano l'Italia, rappresentate dalle zone di diverso colore. Sovrapposte a queste (linee tratteggiate), sono presenti invece i confini delle Regioni Italiane.

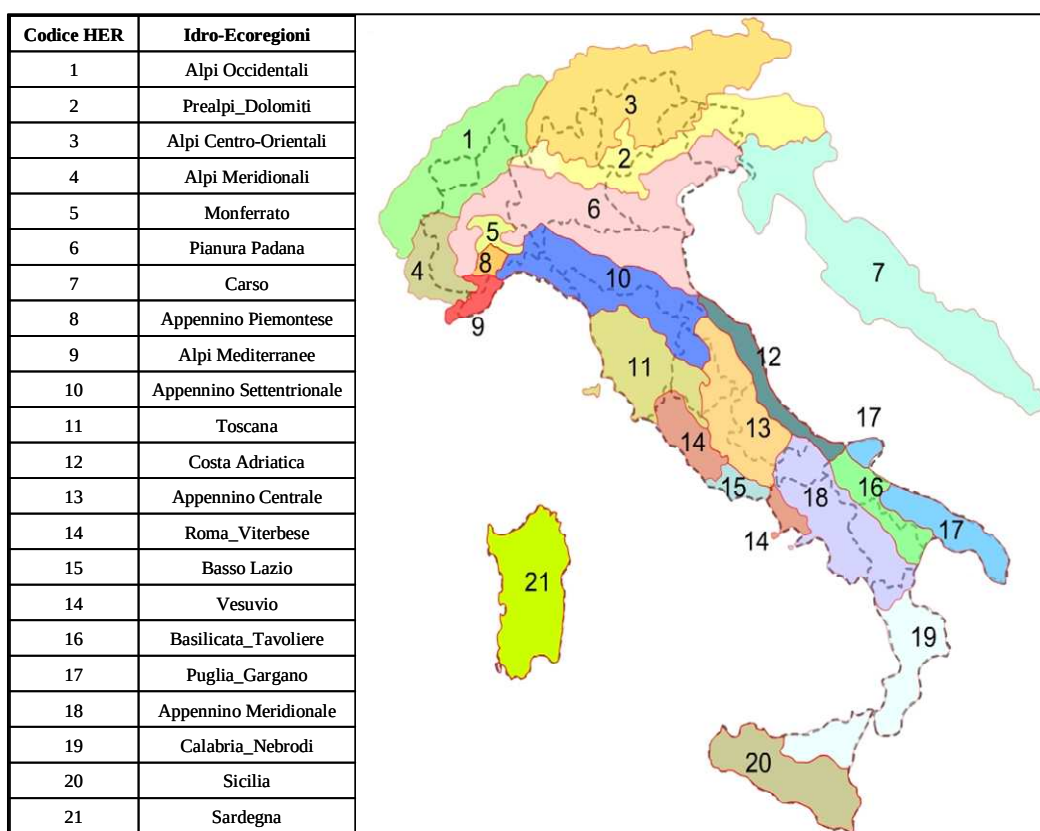


Figura 15. Rappresentazione delle HER italiane (Italia, 2008)

5.1.2 Livello 2. Definizione di una tipologia di massima

Il Livello 2 consente di giungere ad una tipologia, sulla base dei medesimi criteri, per tutti i corsi d'acqua presenti sul territorio italiano. L'obiettivo è quindi quello di ottenere una lista di tipi identificabili sulla base di pochi e semplici descrittori abiotici, che rendano il sistema tipologico facilmente applicabile su larga scala. Inoltre, tale tipologia di massima deve integrarsi al meglio con la regionalizzazione di livello 1. A questo scopo, nella tabella 19 vengono riportati i criteri per la determinazione del Livello 2.

È importante ricordare come i criteri selezionati debbano essere il più possibile indipendenti dalla presenza di eventuali alterazioni indotte dalle attività antropiche. Ad esempio, ove si consideri la morfologia dell'alveo, essa andrà definita in tratti fluviali non canalizzati, fortemente rivezionati o soggetti a prelievi idrici di rilievo, dove tale criterio risulterà evidentemente inapplicabile.

Tabella 19. Descrittori utilizzati per la definizione della tipologia - Livello 2

Categoria	Elementi dei Descrittori
Descrittori idromorfologici	Distanza dalla sorgente (indicatore della taglia del corso d'acqua) Morfologia dell'alveo (per i fiumi temporanei) Perennità e persistenza
Descrittori idrologici	Origine del corso d'acqua Possibile influenza del bacino a monte sul corpo idrico

5.1.3 Livello 3. Definizione di una tipologia di dettaglio

Questo livello consente l'affinamento della tipologia di livello 2 sulla base delle specificità territoriali, dei dati disponibili, di particolari necessità gestionali, etc. Mentre i livelli 1 e 2 sono da considerarsi obbligatori nell'attribuzione tipologica ad un tratto fluviale, in quanto consentono una tipizzazione di massima comune all'intero territorio nazionale, il terzo livello comprende fattori orientativi.

Per tale motivo nel presente studio si è scelto di arrivare all'attribuzione tipologica dei corsi d'acqua mediante applicazione dei soli primi due Livelli.

Vista la peculiarità degli ambienti analizzati, poiché la tipologia vulcanica è così unicamente italiana e non ha riferimenti in altri Paesi; questo lavoro pertanto fornisce anche un contributo per definire l'Idroecoregione 14 (Vulcanica-Mediterranea).

Parametri di supporto: analisi delle pressioni

Per quanto riguarda l'Analisi delle Pressioni e la Scelta dei Siti di Riferimento sono state effettuate analisi di supporto svolte a diversa scala.

- Analisi di Uso del Suolo (Livello di Bacino)
- Analisi Idromorfologica (Livello di Tratto Fluviale, 500 m)
- Analisi Chimico-Fisiche e Microbiologiche (Livello di Sito, analisi puntiforme)

5.1.4 Uso del suolo

Per caratterizzare l'uso del suolo è stata utilizzata la carta di uso del suolo CORINE III livello mediante utilizzo del software Q-GIS 0.10. L'analisi è stata condotta a livello di sottobacino idrografico.

Al fine di stimare il grado di alterazione di origine antropica di uso del suolo, per ciascuna scala spaziale analizzata è stato calcolato il Land Use Index (Rawer-Jost *et al.* 2004), un indice che fornisce una valutazione sintetica dello stato di naturalità delle diverse categorie vegetazionali presenti.

Ai fini della valutazione ad ogni categoria di uso del suolo viene dato un valore di stima della naturalità secondo 4 classi: 4 = aree urbane/artificiale; 2 = aree agricole; 1 = pascoli; 0 = aree naturali.

Il valore finale viene ottenuto mediante la semplice applicazione della seguente formula:

$$LUI = 4\text{aree urbane} + 2\text{aree agricole} + \text{aree allevamento}$$

5.1.5 Analisi idromorfologica

Dal momento che l'Italia non ha ancora individuato il metodo o i parametri utili per gli aspetti idromorfologici, si fa presente che in questo studio si è utilizzato il metodo CARAVAGGIO poiché lo riteniamo uno tra i metodi standardizzati più vicini e coerenti con le richieste delle Linee Guida Europee. Attualmente sono in fase di preparazione i documenti per i decreti del MATTM per individuare il percorso che l'Italia dovrà seguire. Il metodo CARAVAGGIO (Core Assessment of River hAbitat VAlue and hydro-morpholoGical cOndition, Buffagni *et al.*, 2005) è un protocollo di raccolta dati per il rilevamento delle caratteristiche idromorfologiche e degli habitat fluviali nato come evoluzione del metodo inglese River Habitat Survey (Raven *et al.*, 1997, 1998, 2000) e suo adattamento alle caratteristiche degli ambienti fluviali dell'Europa meridionale e mediterranea in particolare. Le informazioni vengono rilevate lungo un tratto fluviale di 500 m lungo 10 transetti trasversali (spotcheck), equidistanti. Il rilevamento viene completato da una sezione che considera il totale del tratto analizzato (sweep-up). Il metodo permette il calcolo di alcuni indici sintetici in grado di fornire informazioni sul grado di artificializzazione dei corsi d'acqua, sulla ricchezza in termini di microhabitat e sulle caratteristiche lentic-lotiche (HMS = Habitat Modification Score, HQA = Habitat Quality Assessment, LRD = Lentic-lotic Descriptor).

Habitat Modification Score (HMS)

L'Habitat Modification Score (HMS) è un indice che quantifica l'alterazione morfologica

Il punteggio finale dell'HMS esprime il livello di severità ed estensione delle alterazioni strutturali presenti a livello dell'alveo e delle rive fluviali. L'indice HMS è la somma dei punteggi ottenuti sulla base delle alterazioni osservate (i.e. modificazioni presenti a livello dello spot-check, modificazioni presenti, ma non registrate negli spot-check, punteggi per alterazioni presenti lungo i 500 m considerati). Alle singole caratteristiche presenti (ad esempio una diga o un'arginatura) sono attribuiti punteggi che variano da 1 a 10. L'indice HMS finale è cumulativo, vale a dire che rappresenta la somma di tutti i punteggi assegnati, e può essere interpretato come indicatore del livello di alterazione morfologica. I siti in cui l'alveo non presenta modificazioni artificiali, hanno un punteggio uguale a zero, mentre alvei altamente ed estesamente modificati acquisiscono un punteggio di 45 o più (Tabella 19).

Tabella 20. Punteggi HMS e grado di alterazione (da Raven et al., 1998)

Punteggio	Grado di alterazione
0	Inalterato
0-2	Quasi naturale
3-8	Prevalentemente non modificato
9-20	Sicuramente modificato
21-44	Significativamente modificato
45 o più	Fortemente modificato

Habitat Quality Assessment (HQA)

L'indice Habitat Quality Assessment (HQA) consente anche di stimare la qualità dei siti in base alla diversificazione degli habitat presenti. Si suppone che maggiore è la naturalità di un fiume, più diversificato esso sarà in termini di habitat e di altre caratteristiche naturali (e.g. tipo di flusso, differenti substrati, naturalità nell'uso del territorio, presenza di alberi, struttura vegetazionale delle rive e nel letto fluviale).

L'indice viene numericamente espresso come la somma dei punteggi dati a ciascun aspetto.

La qualità di un habitat è fortemente influenzata dalla presenza di alterazioni nella struttura naturale del fiume. Opere di rinforzo, risezionamento o regolazione del flusso mediante strutture di sbarramento possono influenzare le caratteristiche degli habitat per un considerevole tratto a valle e, nei casi più gravi, anche a monte di un fiume. La descrizione dei siti investigati per mezzo della metodologia RHS richiede che i punteggi dell'HMS e dell'HQA siano utilizzati insieme. In tal modo questi indici possono dare un'indicazione di come la qualità di un habitat e le modificazioni strutturali di un alveo siano legate tra loro.

Lentic-lotic Descriptor LRD

Il descrittore LRD (Lentic-Lotic river descriptor), basato sui dati raccolti mediante il protocollo del River Habitat Survey (RHS) nella sua versione sud europea, è stato strutturato per caratterizzare i siti fluviali studiati in termini di caratteristiche lentic-lotiche. In particolare, assumono rilievo predominante i tipi di flusso osservati. L'applicazione del LRD permette di evidenziare il grado di lenticità/loticità specifico del corso d'acqua nel momento in cui viene effettuato il rilevamento. Il descrittore si basa su informazioni riferibili a tre componenti, che si riferiscono ad altrettante sezioni del modulo di rilevamento (Buffagni & Kemp, 2002):

- Il canale principale.
- Il canale secondario, dove esso sia presente.
- Le caratteristiche rilevate a livello di sweep-up (comuni a tutto il sito).

Ogni componente comprende una sezione che considera le caratteristiche naturali e un'altra che prende in esame gli effetti dovuti alle alterazioni morfologiche eventualmente presenti. A ogni caratteristica considerata è attribuito un punteggio; i singoli punteggi vengono sommati per ciascuna componente. Il punteggio totale deriva da una ponderazione delle tre componenti. A punteggi positivi corrisponde una condizione lentic, mentre a

punteggi negativi uno stato lotico. Il descrittore LRD è interamente calcolato sulla base di caratteristiche abiotiche rilevate nel sito in esame.

5.1.6 Analisi chimiche e microbiologiche

I parametri individuati sono quelli che interagiscono primariamente con gli Elementi Biologici e che permettono il completamento del dato biologico ed evidenzia le eventuali pressioni

Analisi chimico-fisiche in situ

Sono state effettuate sul campo (in coincidenza con le date dei campionamenti) misurazioni di pH, Conducibilità, Temperatura ed Ossigeno Disciolto utilizzando una sonda multiparametrica portatile della ditta WTW.

Analisi chimiche di laboratorio

Sono stati determinati i seguenti parametri: COD, ammoniaca, fosfati, nitrati.

Le determinazioni sono state di tipo colorimetrico, e sono state effettuate mediante uno spettrofotometro Hach DR/2000.

Analisi microbiologica in laboratorio: *Escherichia coli*

Per la definizione della qualità delle acque dal punto di vista microbiologico viene ricercato il microrganismo *Escherichia coli*, indicatore microbiologico di contaminazione fecale previsto nell'attuale normativa nazionale (Italia, 1999).

I campioni d'acqua sono prelevati in contenitori sterili (Falcon 250 mL) e conservati in un frigorifero portatile alla temperatura di $\pm 4^{\circ}\text{C}$ e trasportati in laboratorio. L'analisi è effettuata nelle 24 ore successive alla raccolta. L'isolamento di *Escherichia coli* è stato eseguito utilizzando il metodo delle membrane filtranti (MF) (APHA, 1998).

Il terreno di coltura utilizzato è il TBX ((Tryptone, Bile salts, agar, X-Glu), viene preparato seguendo le istruzioni della ditta produttrice, sterilizzato in autoclave 121°C per 15 min e distribuito in piastre Petri (Falcon sterili da 6 mL). Di ogni campione d'acqua si eseguono 3 diluizioni seriali 1:10 utilizzando come diluente acqua fisiologica sterile tamponata (K_2HPO_4 3 g/L, KH_2PO_4 1 g/L, NaCl 8,5 g/l; pH $7,2 \pm 0,2$). 10 mL di ogni diluizione sono filtrati con una pompa ad acqua su filtri $0,45\ \mu\text{m}$ di nitrocellulosa. Ogni filtro è stato posto su una piastra che contiene il terreno selettivo ed incubato in un termostato alla temperatura di $44 \pm 1^{\circ}\text{C}$ per 24 ore. Dopo l'incubazione le colonie caratterizzate da una colorazione blu-verde, sono contate ed i risultati espressi in "Unità Formanti Colonie" in 100 mL (UFC/100mL). La colorazione delle colonie è dovuta alla capacità

enzimatica di *E. coli*, avviene una reazione di idrolitica ad opera dell'enzima β -glucuronidasi e il cromogeno 5-Br-4-Cl-3-indolil- β -Dglucuronide (X-Gluc) presente nel terreno.

Ogni operazione è condotta in condizioni di sterilità: per tutte le operazioni all'aria si utilizzato il becco Bunsen tutte le altre vengono condotte sotto cappa microbiologica (Cappa a flusso laminare, Biohazard AURA B3) sia per evitare fenomeni di contaminazione che per la sicurezza dell'operatore, Legge 626 (Italia, 1994).

LIM Livello di inquinamento da macrodescrittori

Pur essendo un indice di transizione e quindi utilizzato a livello di monitoraggio è in grado di fornire una sintesi degli elementi chimico-fisici. Il LIM è, infatti, un indice sintetico che tiene conto della concentrazione nelle acque dei principali parametri, denominati macrodescrittori, per la caratterizzazione dello stato di inquinamento: nutrienti, sostanze organiche biodegradabili, ossigeno disciolto, inquinamento microbiologico. Il valore finale dell'indice è ottenuto sommando i punteggi per ciascun parametro previsto ed è tradotto da una scala di valori predefinita in 5 livelli di qualità (Figura 16).

PARAMETRO	LIVELLO 1	LIVELLO 2	LIVELLO 3	LIVELLO 4	LIVELLO 5
100-OD (% sat.) ¹	$\leq 10 $ ²	$\leq 20 $	$\leq 30 $	$\leq 50 $	$> 50 $
B.O.D. ₅ (mg O ₂ /l)	$< 2,5$	≤ 4	≤ 8	≤ 15	> 15
C.O.D. (mg O ₂ /l)	< 5	≤ 10	≤ 15	≤ 25	> 25
NH ₄ (N mg/l)	$< 0,03$	$\leq 0,1$	$\leq 0,5$	$\leq 1,5$	$> 1,5$
Nitrati (N mg/l)	$< 0,30$	$\leq 1,5$	$\leq 5,0$	$\leq 10,0$	$> 10,0$
P totale (P mg/l)	$< 0,07$	$\leq 0,15$	$\leq 0,30$	$\leq 0,60$	$> 0,60$
<i>Escherichia coli</i> (N/100 ml)	< 100	≤ 1.000	≤ 5.000	≤ 20.000	> 20.000
Punteggio da attribuire per ogni parametro analizzato (75 – infinity - percentile del periodo di rilevamento)	80	40	20	10	5
L.I.M.	480 – 560	240 – 475	120 – 235	60 – 115	< 60

¹ La misura deve essere effettuata in assenza di vortici, il dato relativo al *deficit* o al *surplus* deve essere considerato in valore assoluto;
² In assenza di fenomeni di eutrofia.

Figura 16. Valori per i singoli parametri dei Macrodescrittori e dei 5 livelli di qualità del LIM

5.2 Parametri di supporto: scelta dei siti di riferimento

Punti chiave per la corretta selezione dei siti di riferimento sono la valutazione e la quantificazione delle pressioni antropiche che insistono sui siti fluviali.

L'impostazione che è stata adottata nel seguente studio per la quantificazione delle pressioni si basa su criteri spaziali, che richiedono l'utilizzo di informazioni cartografiche e dati sperimentali.

Si è pertanto proceduto attraverso i seguenti passaggi:

- Selezione dei potenziali siti di riferimento attraverso la raccolta di informazioni a larga scala (ad esempio, GIS, CORINE Land Cover, sopralluoghi in campo, giudizio degli esperti).
- Verifica mediante l'analisi di dati puntuali raccolti in campo, applicando criteri validi a scala spaziale più ristretta.

In questo studio è stata utilizzata una scheda compilativi (Paragrafo 6.3), che prevede analisi delle pressioni a diversa scala, riassunte nella tabella 21 e nella figura 17

La scheda compilativa è tratta dal documento in fase di discussione del gruppo di lavoro sulle condizioni di riferimento (Buffagni *et al.*, 2008) ed è in linea con le linee guida europee (Guidance n°10, A.A.V.V., 2003) e gli approcci già utilizzati in Europa (Reynolds *et al.*, 1997; Verdonshot, 2006).

Tabella 21. Pressioni e Caratteri da determinare per l'identificazione dei siti di riferimento

Pressioni e Caratteri	Scala di analisi
Inquinamento puntiforme	Bacino, Tratto
Inquinamento diffuso	Bacino, Tratto
Area riparia	Tratto, Sito
Alterazioni morfologiche	Bacino, Tratto, Sito
Prelievi idrici	Bacino, Tratto
Regolazione del flusso	Bacino, Tratto
Pressioni biologiche	Sito

INDIVIDUAZIONE DELLE CONDIZIONI DI RIFERIMENTO	<i>Siti che presentano condizioni di assenza di disturbo antropico, prossime al massimo livello di naturalità</i>
Inquinamento Puntiforme (variabili chimico fisiche, pesticidi, metalli pesanti) Inquinamento Diffuso (Uso del Suolo, %agricolo, %allevamento) Aree Riparie (Tipo di vegetazione, continuità, naturalità) Alterazioni morfologiche (continuità fluviale, alveo, substrato, profilo, risezionamento/rinforzo sponde) Regolazione flusso Prelievi Idrici Altre pressioni (uso ricreativo, pesca...)	
- Misure effettuate a diversa scala Tratto e Bacino - Misure di tipo ABIOTICO	
	

Figura 17. Tipi di Analisi necessarie per la definizione delle condizioni di riferimento

5.3 Analisi della comunità macrobentonica

5.3.1 Tecnica di campionamento

La metodologia di campionamento applicata è riconducibile, nei suoi aspetti di base, alla tecnica “multihabitat proporzionale,” messa a punto negli Stati Uniti (Barbour *et al.*, 1999). Tale procedura è stata adottata in Europa nell’ambito del progetto AQEM (Hering *et al.*, 2004a ,b ,c).

Sulla base di alcune revisioni nell’ambito dei tavoli di lavoro nominati dal MATTM (Paragrafo 2.3), la procedura è stata semplificata ed ha portato alla stesura del protocollo di campionamento standard per i macroinvertebrati in Italia (Andreani *et al.*, 2007, riportato nell’ Appendice 1).

La procedura di campionamento si articola in due fasi.

Una prima fase di consiste nell’analisi dei mesohabitat presenti e più in particolare nel riconoscimento delle sequenza riffle/pool.

Successivamente si effettua un’analisi della struttura in microhabitat di ognuna delle due aree precedentemente evidenziate e, una volta individuati i diversi microhabitat e stimate le loro percentuali di occorrenza, viene effettuato il campionamento utilizzando una rete surber con maglie di 500 µm secondo le norme standard (UNI EN 28265, 1995).. Per ogni sito sono state raccolte 20 repliche (singole unità di campionamento), distribuite in 10 repliche nell’area di riffle e 10 repliche nell’area di pool.

Di seguito vengono riportate in dettaglio le fasi del campionamento multihabitat proporzionale (Figura 18).

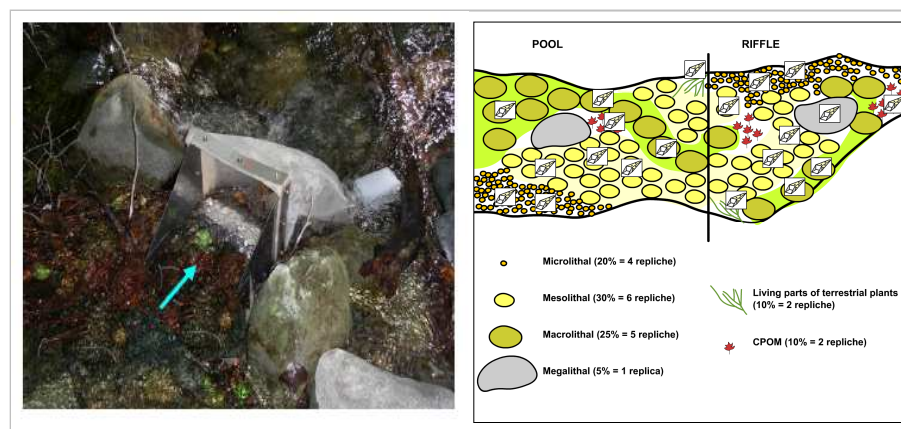


Figura 18. Campionamento multihabitat proporzionale mediante utilizzo di una rete Surber

Riconoscimento della sequenza riffle/pool

La sequenza riffle/pool si riconosce nel fiume per essere costituita da due aree contigue che presentano caratteristiche di turbolenza, profondità, granulometria del substrato e carattere deposizionale/erosionale comparativamente diverse. L'area di pool presenta minor turbolenza e substrato a granulometria più fine rispetto all'area di riffle e, di norma, prevalente carattere deposizionale: nel complesso può essere considerata un'area lenticale, senza con questo intendere un'area dove la velocità di corrente sia nulla. L'area di riffle si presenta invece come caratterizzata da un prevalente carattere erosionale, da una minor profondità e da una turbolenza più elevata rispetto alla pool: nel complesso si può considerare come un'area lotica (Buffagni & Erba, 2007).

La Figura 19 rappresenta un esempio di sequenza riffle/pool rilevata lungo un transetto trasversale posizionato in ciascuna delle due aree

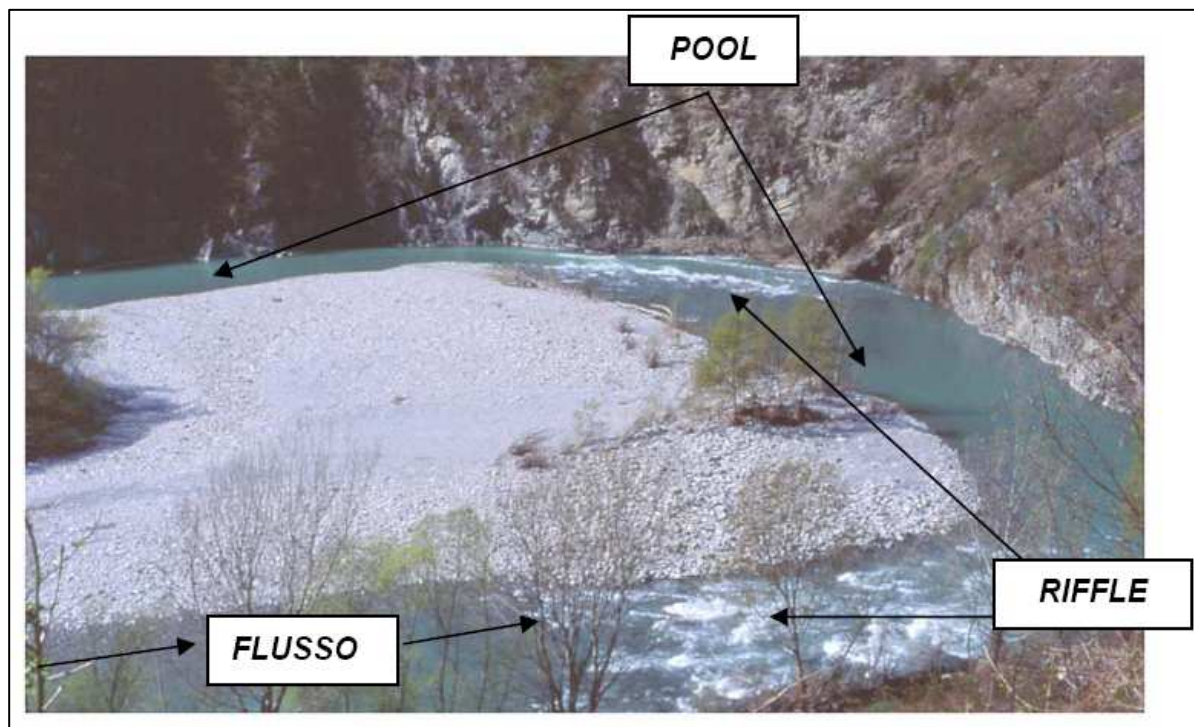


Figura. 19 – Esempio di sequenza riffle/pool nel Fiume Trebbia (Appennino Settentrionale, da Buffagni & Erba, 2007)

Individuazione e stima delle percentuali di occorrenza dei microhabitat da campionare

Una volta distinte le aree di riffle e pool, si è proceduti al riconoscimento e quantificazione dei microhabitat presenti nel sito. I principali microhabitat rinvenibili in un fiume possono essere raggruppati in due categorie: microhabitat minerali (Tabella 22) e microhabitat biotici (Tabella. 23).

A fini applicativi, ciascun microhabitat minerale è caratterizzato da un codice a tre caratteri, mentre i codici dei microhabitat biotici sono di due caratteri. Tali codici sono stati riportati sulle etichette dei campioni raccolti, unitamente al nome del sito, alla data e all'area del fiume in cui sono stati raccolti (es. riffle, pool, altro). I microhabitat minerali sono catalogati in base alle dimensioni del substrato, rilevate lungo l'asse intermedio. I substrati minerali più grossolani (MIC, MES, MAC, MGL) sono spesso caratterizzati dalla presenza di substrato a granulometria più fine che si deposita negli spazi interstiziali presenti tra le pietre più grosse. Il riconoscimento del microhabitat viene effettuato osservando la frazione più grossolana maggiormente presente nell'area scelta per il campionamento.

I microhabitat biotici vengono catalogati in base alla natura del substrato (categorie). Sono stati quindi campionati i microhabitat più rappresentativi del tratto fluviale selezionato in relazione alla loro presenza percentuale. Nel nostro caso, come detto, sono state effettuate 10 repliche nella zona di riffle e 10 nella zona di pool, rappresentative di tutti gli habitat presenti con una percentuale di occorrenza almeno pari ad una soglia minima definita (10 %) (Figura 20).

Ciascuna replica effettuata è stata mantenuta separata e sono state registrate, oltre al tipo di substrato (espresso dal tipo di microhabitat), una serie di informazioni accessorie quali: profondità, velocità di corrente, tipo di flusso, distanze dalla riva destra e sinistra, secondo la compilazione della scheda di campionamento riportata in appendice.

Tabella 22. Lista dei Microhabitat di tipo inorganico

Microhabitat	codice	Descrizione
Limo/Argilla (< 6 µm)	ARG	Substrati limosi, anche con importante componente organica, e/o substrati argillosi composti da materiale di granulometria molto fine che rende le particelle che lo compongono adesive, compattando il sedimento che arriva talvolta a formare una superficie solida
Sabbia (6 µm – 2 mm)	SAB	Sabbia fine e grossolana
Ghiaia (0.2 – 2 cm)	GHI	Ghiaia e sabbia molto grossolana (con predominanza di ghiaia)
Microlithal (2 – 6 cm)	MIC	Pietre piccole
Mesolithal (6 – 20 cm)	MES	Pietre di medie dimensioni
Macrolithal (20 – 40 cm)	MAC	Pietre grossolane della dimensione massima di un pallone da rugby
Megalithal (> 40 cm)	MGL	Pietre di grosse dimensioni, massi, substrati rocciosi di cui viene campionata solo la superficie
Artificiale	ART	Calcestruzzo e tutti i substrati solidi non granulari immessi artificialmente nel fiume
Igropetrico	IGR	Sottile strato d'acqua su substrato solido, spesso ricoperto da muschi

Tabella 23. Lista dei Microhabitat di tipo organico

Microhabitat	codice	Descrizione
Alghe	AL	Principalmente alghe filamentose; anche diatomee o altre alghe in grado di formare spessi feltri periferitici
Macrofite sommerse	SO	Macrofite acquatiche sommerse. Sono da includere nella categoria anche muschi, Characeae, etc.
Macrofite emergenti	EM	Macrofite emergenti radicate in alveo (e.g. Thypha, Carex, Phragmites)
Parti vive di piante terrestri	TP	Radici fluitanti di vegetazione riparia, non lignificate
Xylal	XY	Materiale legnoso grossolano (rami, radici), legno morto, parti di corteccia
CPOM	CP	Deposito di materiale organico particellato grossolano (foglie, rametti)
FPOM	FP	Deposito di materiale organico particellato fine
Film batterici	BA	Funghi e sapropel (Sphaerotilus, Leptomitius), solfo batteri (Beggiatoa, Thiothrix)



Figura 20. Procedure di campionamento.

5.3.2 Separazione ed identificazione degli organismi

Gli animali, trasferiti in vaschette con acqua pulita, sono stati smistati, cioè separati dal substrato, direttamente sul campo utilizzando delle pinzette e sono stati fissati in alcol etilico all'80%. Ciascun campione è stato identificato con un'etichetta scritta a matita riportante le seguenti informazioni: nome del fiume, nome del sito, data di campionamento, area di campionamento (es.. pool o riffle), numero della replica (unità di campionamento).

L'attività di identificazione è stata effettuata utilizzando uno stereoscopio Leica S8AP0 a 20, 40, 63 e 80 ingrandimenti, e un microscopio ottico OLYMPUS CH a 100, 200 e 400 ingrandimenti. Gli organismi raccolti, sono stati riconosciuti al livello tassonomico di famiglia, genere o specie, con l'ausilio di apposite guide (Sansoni, 1988, Campaioli *et al.*, 1994, Belfiore, 1983; Carchini, 1983; Rivosecchi, 1984; Consiglio, 1980; Moretti, 1983; Tachet *et al.* 1991).

5.4 Analisi dei dati

5.4.1 Analisi multivariata

Nella fase di elaborazione dei dati sono state utilizzate alcune procedure di analisi multivariata, considerate tra i più comuni metodi impiegati per la rielaborazione dei dati nell'ambito del monitoraggio biologico dei fiumi (Norris & Gorge, 1993). Tali analisi sono servite per ottenere ordinamenti ed classificazioni dei siti studiati.

In particolare, l'*ordinamento* è definito come la “disposizione dei siti sulla base della composizione in specie, lungo degli assi di variazione” (Ter Braak, 1987), mentre con il termine *classificazione* si intende la suddivisione dei siti in gruppi o classi che siano relativamente omogenei sotto l'aspetto biologico, fisico e chimico.

Per quanto riguarda le procedure di ordinamento è stata utilizzata l'analisi del gradiente di tipo indiretto. Tale analisi prevede che le comunità campione siano disposte lungo assi di variazione che sono in seguito interpretati in termini di parametri ambientali (Whittaker, 1967). Queste tecniche includono metodi come la PCA (Principal Component Analysis), la CA (Correspondence Analysis) o la DCA (Detrended Correspondence Analysis). I metodi DCA e CA hanno una performance migliore quando le specie si distribuiscono in maniera unimodale, mentre la tecnica di ordinamento PCA trova un assetto migliore quando le specie hanno distribuzioni lineari lungo un gradiente (Ruse, 1996). La scelta tra un metodo di ordinamento lineare piuttosto che non-lineare

dipende dalla lunghezza del gradiente osservato. Quando il gradiente è corto (< 3), è preferibile l'uso di metodi lineari; quando invece la lunghezza del gradiente aumenta (> 4), i metodi lineari diventano inefficaci rispetto ai metodi non-lineari (Ter Braak & Prentice, 1988).

In particolare nel presente lavoro si è previsto di utilizzare il programma di analisi multivariata CANOCO (Ter Braak & Smilauer, 1997), prima con il metodo DCA (Detrended Correspondence Analysis) e poi con il metodo PCA (Principal Component Analysis). Per l'analisi multivariata sono state utilizzate le matrici con le abbondanze di animali trasformate in logaritmo. Gli assi di variazione sono costruiti in modo da ottimizzare l'adattamento dei dati delle specie ad un modello statistico lineare, che misura quanto varia l'abbondanza in specie lungo un gradiente ambientale (Ter Braak & Prentice, 1988). Il grado di importanza degli assi è espresso dal valore dell'eigenvalue, compreso tra 0 e 1, in modo tale che, più questo valore è alto, più l'asse (o meglio, il gradiente ambientale espresso da esso) è rilevante.

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

Per quanto riguarda invece la procedura di classificazione è stata effettuata la cluster analysis. Tale analisi multivariata permette di individuare, all'interno di un set di variabili, gruppi caratterizzati da una maggior omogeneità. È stata utilizzata la tipologia "gerarchica" e l'algoritmo dell' "Word method", consigliato per le analisi effettuate su dati ecologici (Mc Garigal *et al.*, 2000). Per questo tipo di analisi ci siamo serviti del programma PAST (Hammer *et al.*, 200).

5.4.2 Metriche per la valutazione della comunità macrobentonica

Per quanto riguarda la classificazione dei siti si è scelto di utilizzare l'approccio multimetrico. Per ciascun sito di campionamento sono state calcolate una serie di metriche, scelte in funzione delle seguenti motivazioni:

- | |
|--|
| <ul style="list-style-type: none">- Conformità con i Criteri richiesti dalla Direttiva WFD (Tolleranza, Ricchezza, Abbondanza, Diversità, Figura 4).- Livello di determinazione tassonomico richiesto (Livello IBE, unità operative per gli Efemeroteri).- Capacità di rispondere al disturbo antropico (conosciuta in letteratura). |
|--|

Di seguito vengono riportate le metriche scelte con le proprie caratteristiche (AQEM Consortium, 2002).

Tabella 24. Elenco delle Metriche utilizzate e loro caratteristiche

Metrica	Criteri Direttiva	Valutazione dell' Impatto	Bibliografia
Numero di Famiglie	Diversità	Impatto generico, Inquinamento Organico, Impatto morfologico	Hering <i>et al.</i> 2004
Numero Famiglie EPT	Composizione Tassonomica, Diversità	Impatto generico, Inquinamento Organico, Impatto morfologico, Altri	Bohmer <i>et al.</i> 2004
ASPT (Average Score Per Taxon)	Rapporto taxa sensibili-tolleranti	Inquinamento organico	Armitage <i>et al.</i> 1983
Shannon Index	Diversità	Impatto generico, Inquinamento Organico	Shannon <i>et al.</i> 1949
MAS (Mayfly Average Score)	Composizione Tassonomica	Inquinamento Organico, Impatto morfologico	
D- Dominance	Abbondanza, Diversità	Impatto generico	
Numero Taxa	Diversità	Inquinamento Organico, Impatto morfologico	
1-GOLD	Ricchezza, Diversità	Impatto generico, Inquinamento Organico	Pinto <i>et al.</i> 2004
Log (selected EPTD)	Abbondanza	Impatto morfologico	Buffagni <i>et al.</i> 2004

5.4.3 Indice Multimetrico ICM

Oltre all'analisi delle singole metriche è stato calcolato l'Indice Multimetrico ICM (Buffagni *et al.*, 2005b; Buffagni & Erba, 2007a; Buffagni *et al.*, 2007).

L'indice ICM è un indice multimetrico messo a punto durante l'esercizio d'intercalibrazione (vedi paragrafo 2.1.6.).

Ad oggi, in Italia, l'indice è usato come metodo ad interim per la valutazione della qualità ecologica dei corsi d'acqua, al fine di poter svolgere l'esercizio di intercalibrazione; ed è proposto come il metodo ufficiale per definire i limiti di classe per tutti i metodi che verranno successivamente sviluppati o applicati.

L'indice non appartiene alla tipologia degli "stressor specific" (paragrafo 3.1.2), ma è stato al contrario costruito per valutare la qualità generale dei siti fluviali.

Inoltre, esso viene direttamente calcolato come Ecological Quality Ratio (EQR), e fornisce quindi un risultato in accordo con quanto richiesto dalla Legislazione Europea per i sistemi di classificazione. (paragrafo 2.1.5)

Il livello di identificazione tassonomica necessario per il calcolo è quello di Famiglia, previa verifica di un'adeguata risposta ai gradienti di alterazione ambientale delle metriche selezionate.

L'Indice ICM è composto da sei metriche che includono i principali aspetti che la Direttiva Quadro chiede di considerare.

Le sei metriche considerate sono: ASPT, Log₁₀ (sel_EPTD+1), 1-GOLD, Numero di famiglie EPT, Numero totale di famiglie, Indice di diversità Shannon-Weiner. Nella Figura 21 vengono elencate in dettaglio le metriche calcolate.

Tipo di informazione	Tipo di metrica	Nome della Metrica	Taxa considerati nella metrica	Rif. Bibliografico	Peso
Tolleranza	Indice	ASPT	Intera comunità (livello di famiglia)	e.g. Armitage et al., 1983	0.333
Abbondanza/ Habitat	Abbondanza	Log ₁₀ (Sel_EPTD +1)	Log ₁₀ (somma di Heptageniidae, Ephemeridae, Leptophlebiidae, Brachycentridae, Goeridae, Polycentropodidae, Limnephilidae, Odontoceridae, Dolichopodidae, Stratiomyidae, Dixidae, Empididae, Athericidae e Nemouridae +1)	Buffagni et al., 2004; Buffagni & Erba, 2004	0.266
	Abbondanza	1-GOLD	1 - (Abbondanza relativa di Gastropoda, Oligochaeta e Diptera)	Pinto et al., 2004	0.067
Ricchezza /Diversità	Numero taxa	Numero totale di Famiglie	Somma di tutte le famiglie presenti nel sito	e.g. Ofenböck et al., 2004	0.167
	Numero taxa	Numero di Famiglie di EPT	Somma delle famiglie di Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera	e.g. Ofenböck et al., 2004; Böhmer et al., 2004.	0.083
	Indice Diversità	Indice di diversità di Shannon-Wiener	$D_{S-W} = -\sum_{i=1}^s \left(\frac{n_i}{A} \right) \cdot \ln \left(\frac{n_i}{A} \right)$	e.g. Hering et al., 2004; Böhmer et al., 2004.	0.083

Figura 21. Metriche utilizzate per il calcolo dell'indice ICM

Il primo passaggio richiesto, dopo il calcolo delle metriche, è quello di normalizzare ciascuna metrica, cioè dividere il valore osservato per il valore della metrica che rappresenta le condizioni di riferimento.

L'Indice Multimetrico finale è ottenuto dalla somma delle sei metriche normalizzate, ciascuna delle quali è moltiplicata per il proprio peso. Dopo il calcolo della media ponderata delle sei metriche, i valori risultanti vengono nuovamente normalizzati sul valore mediano di ICM osservato per i siti di riferimento.

Il calcolo dei valori ICM è avvenuto mediante applicazione del software ICMi (Buffagni & Belfiore, 2007)

Per quanto riguarda la divisione in classi di qualità dei valori ottenuti si è fatto riferimento alle soglie stabilite durante il processo di intercalibrazione nel gruppo di lavoro del GIG Mediterraneo. Le soglie sono riportate nella Tabella 25.

Tabella 25. Soglie delle classi decise durante il processo di intercalibrazione

Soglie delle classi:	Classi
0.97	ELEVATO/BUONO
0.72	BUONO/MODERATO
0.48	MODERATO/SCARSO
0.24	SCARSO/CATTIVO

6 RISULTATI

6.1 Caratterizzazione tipologica

In Tabella 26 vengono riportati i parametri necessari per la caratterizzazione dei siti in analisi, mentre in Figura 22 viene riportato lo schema concettuale seguito per l'identificazione del tipo fluviale "Piccoli Fiumi Vulcanici".

Tabella 26. Parametri per l'identificazione del tipo fluviale per i corpi idrici esaminati

Nome del sito	COD	HER	Dist.sorg.	Perennità	Origine	Infl.bac.Mon.
Acquarella monte	Acqm	14	8.71	Perenne	Superficiale	Trascurabile
Acquarella	Acq	14	12.32	Perenne	Superficiale	Trascurabile
Arlena monte	Arlm	14	6.32	Perenne	Superficiale	Trascurabile
Arlena ref	ARL	14	6.39	Perenne	Superficiale	Trascurabile
Arlena valle	Arlv	14	7.22	Perenne	Superficiale	Trascurabile
Castello	Cas	14	7.07	Perenne	Superficiale	Trascurabile
Chiaro monte	Chim	14	13.02	Perenne	Superficiale	Trascurabile
Chiaro intermedio	Chii	14	16.45	Perenne	Superficiale	Trascurabile
Chiaro valle	Chiv	14	22.67	Perenne	Superficiale	Trascurabile
Faggeta monte	Fagm	14	4.88	Perenne	Superficiale	Trascurabile
Faggeta ref	FAG	14	4.75	Perenne	Superficiale	Trascurabile
Freddano	Fre	14	17.58	Perenne	Superficiale	Trascurabile
Leja monte	Lejm	14	12.2	Perenne	Superficiale	Trascurabile
Leja	Lej	14	12.4	Perenne	Superficiale	Trascurabile
Mola Celleno monte	Mcem	14	4.97	Perenne	Superficiale	Trascurabile
Mola Celleno	Mce	14	4.6	Perenne	Superficiale	Trascurabile
Paranza monte	Parm	14	4.6	Perenne	Superficiale	Trascurabile
Mole Paranza	Mpa	14	4.88	Perenne	Superficiale	Trascurabile
Paranza	Par	14	14.39	Perenne	Superficiale	Trascurabile
Rigomero	Rig	14	14.1	Perenne	Superficiale	Trascurabile
Risiere	Ris	14	18.43	Perenne	Superficiale	Trascurabile
Valle Canale monte	Vcam	14	12.34	Perenne	Superficiale	Trascurabile
Valle Canale	VCA	14	12.92	Perenne	Superficiale	Trascurabile

I codici delle stazioni (COD) sono stati così costituiti: le prime tre lettere = iniziali abbreviate del fiume; ove le stazioni sono state differenziate m=monte, i= intermedio, v= valle; HER = Idroecoregioni; Dist.sorg.= Distanza dalla sorgente (espressa in Km2); Infl.bac.Mon.= Influenza del bacini a monte

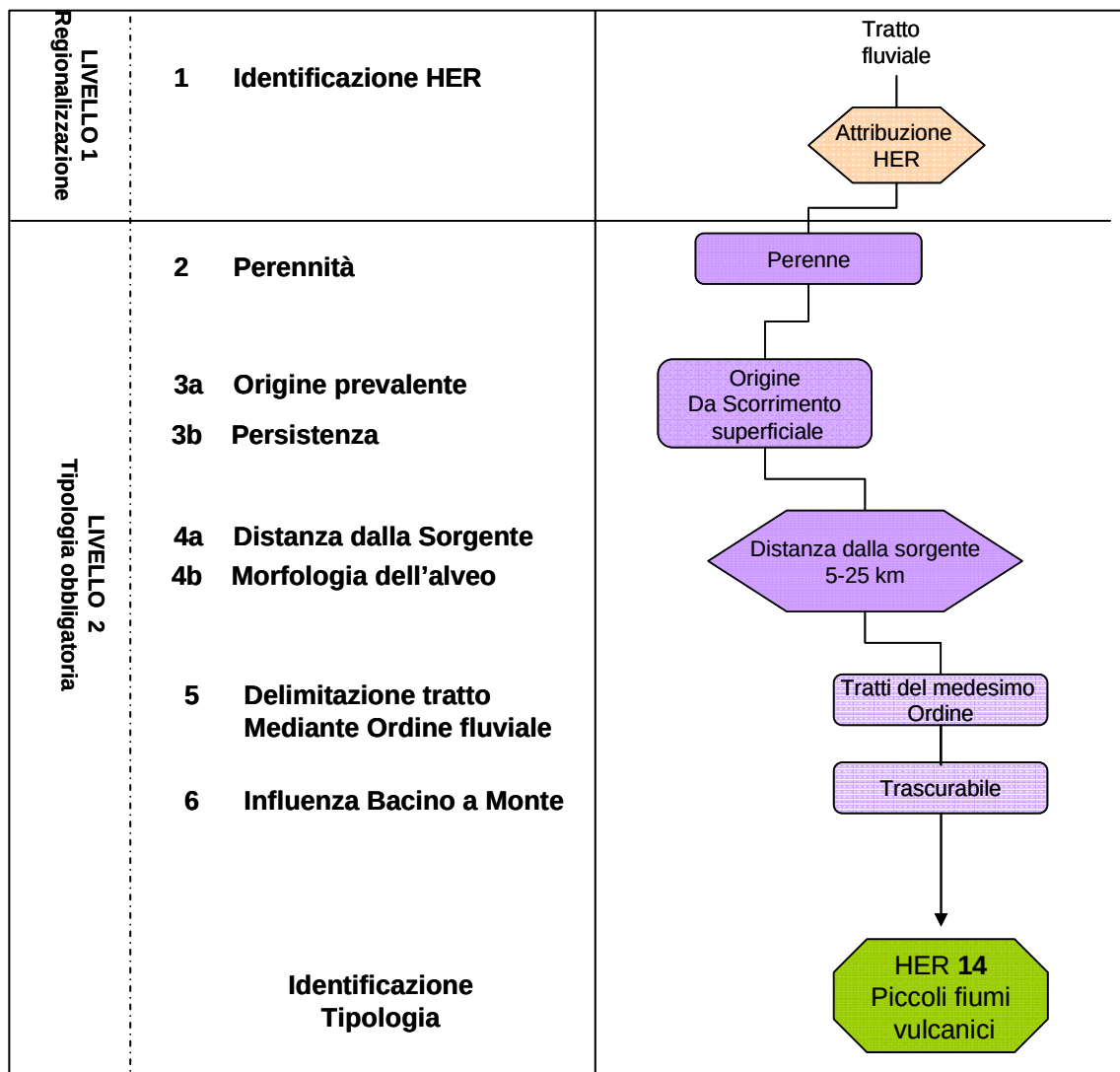


Figura 22. Identificazione tipologica: Piccoli Fiumi Vulcanici HER 14

6.2 Parametri di supporto: analisi delle pressioni e del gradiente ambientale

6.2.1 Analisi dell'uso del suolo

Nella Figura 23 viene riportata la carta di uso del suolo “CORINE III livello” della provincia di Viterbo. Nella Tabella 27 e nella Figura 24 vengono riportate le percentuali di ciascuna delle categorie stimate (aree urbane, aree agricole, pascoli, aree naturali) dei singoli corpi idrici analizzati. Viene inoltre riportato il valore del Land Use Index (Rawer-Jost *et al.*, 2004), che fornisce una valutazione sintetica dello stato di naturalità delle diverse categorie presenti.

Tabella 27. Categorie di uso del suolo e Land Use Index.

Nome del Sito	CODE	%agr	%bos	%urb	%cidr	L.U.I.
Acquarella	Acq	0.74	0.16	0.11	0.00	1.92
Acquarella monte	Acqm	0.80	0.20	0.00	0.00	1.60
Arlena monte	Arlm	0.78	0.22	0.00	0.00	1.56
Arlena ref	ARL	0.82	0.18	0.00	0.00	1.64
Arlena valle	Arlv	0.75	0.25	0.00	0.00	1.50
Castello	Cas	0.70	0.20	0.10	0.00	1.80
Chiaro intermedio	Chii	0.64	0.36	0.00	0.00	1.28
Chiaromonte	Chim	0.62	0.38	0.00	0.00	1.24
Chiaro valle	Chiv	0.64	0.36	0.00	0.00	1.28
Faggeta monte	Fagm	0.50	0.50	0.00	0.00	1.00
Faggeta ref	FAG	0.50	0.38	0.00	0.13	1.00
Freddano	Fre	0.70	0.17	0.13	0.00	1.92
Leja	Lej	0.77	0.15	0.08	0.00	1.86
Mola Celleno	Mce	0.86	0.14	0.00	0.00	1.72
Mole Paranza	Mpa	0.69	0.15	0.15	0.00	1.98
Mole Paranza	Mpa	0.77	0.14	0.09	0.00	1.90
Paranza monte	Parm	0.89	0.11	0.00	0.00	1.78
Rigomero	Rig	0.83	0.17	0.00	0.00	1.66
Risiere	Ris	0.81	0.13	0.06	0.00	1.86
Valle Canale	VCA	0.76	0.19	0.05	0.00	1.72
Valle Canale monte	Vcam	0.80	0.15	0.05	0.00	1.80
Totale corpi idrici	TOT	0.74	0.22	0.04	0.01	1.64

I codici delle stazioni (COD) sono stati così costituiti: le prime tre lettere = iniziali abbreviate del fiume; ove le stazioni sono state differenziate m=monte, i= intermedio, v= valle; % agr = % uso agricolo; % bosc = % aree boschive; % urb= % aree urbane; % idr = % corpi idrici; L.U.I. = Land Use Index

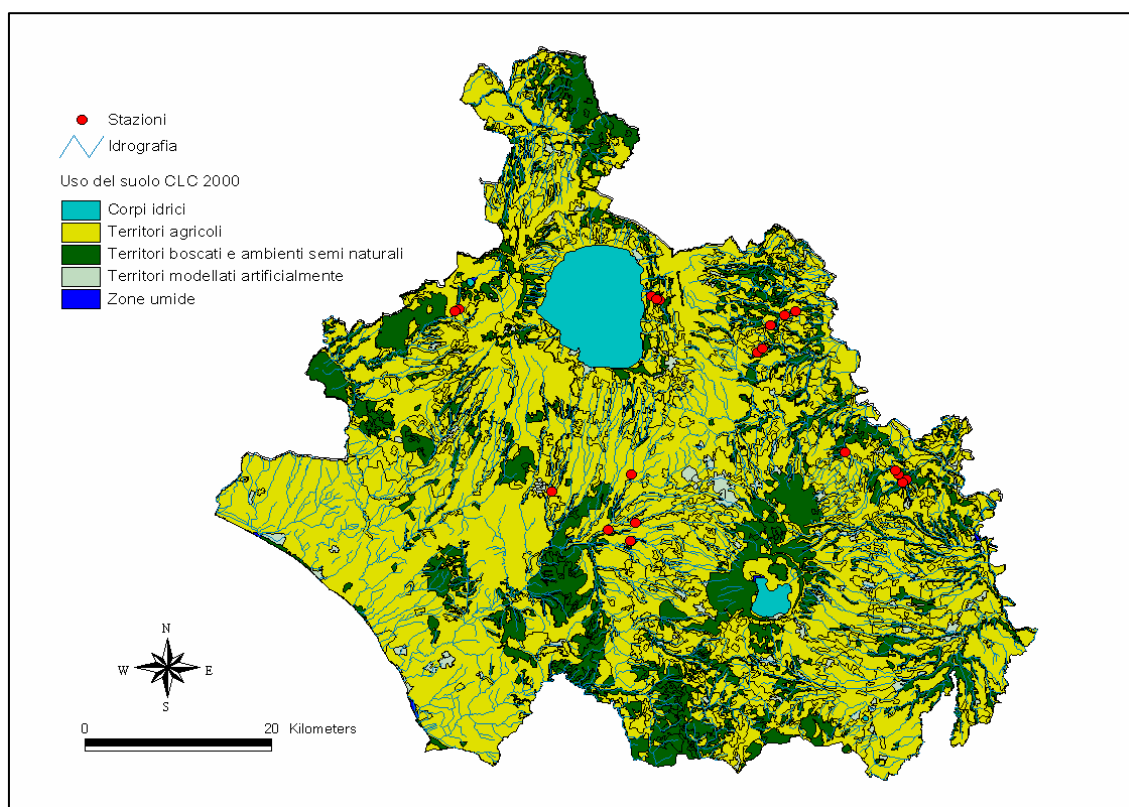


Figura 23. Carta di Uso del suolo della provincia di Viterbo

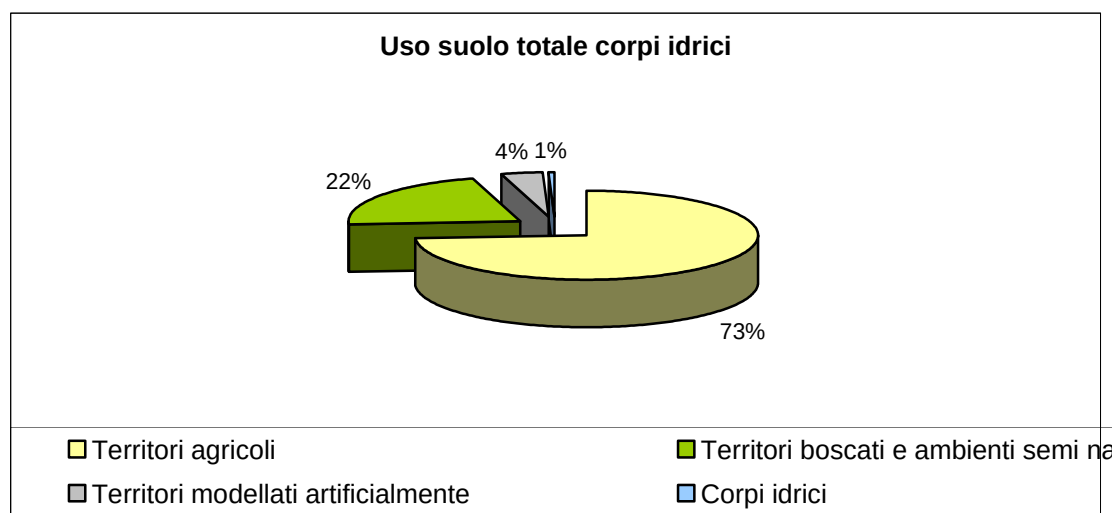


Figura 24. Percentuali cumulative per categoria di uso del suolo dei bacini analizzati

6.2.2 Analisi idromorfologica

Per quanto riguarda l'analisi idromorfologica vengono riportati nella Tabella 28 i risultati degli indici sintetici HMS, HQA e LRD. Nella Figura 27 sono invece riportati i valori medi dell'indice HQA per ogni corpo idrico analizzato.

Tabella 28. Valori degli indici sintetici desunti dall'analisi idromorfologica

COD	HMS	HQA	LRD
Acq (3)	24	43	-2.7
Acqm(4)	22	41	-3.9
Arlm(4)	0	59	33.5
ARL(3)	2	50	-10.5
ARL(1)	2	49	-16
Arlv(4)	0	54	-28.0
Cas(3)	22	47	10.2
Cas(4)	24	37	-3.6
Cas(1)	22	51	0
Chii(1)	1	47	6
Chim(3)	0	48	-15.1
Chiv(4)	3	45	-2.7
Fagm(4)	2	46	51
FAG(3)	5	59	16
FAG(1)	2	54	6.7
Fre(3)	21	37	-18.6
Fre(1)	20	38	-12.2
Fre(4)	20	32	-25.2
Lej(3)	21	35	-1.2
Lej(4)	20	29	2.5
Lejm(1)	21	37	2.5
Mce(3)	0	48	-19.2
Mce(1)	0	52	-4.7
Mcem(4)	0	48	-2.0
Mpa(1)	0	50	13.7
Mpa(4)	2	40	-13.2
Par(3)	10	59	2
Parm(1)	3	47	-5.2
Rig(4)	26	36	-0.5
Rig(1)	28	41	-0.5
Ris(3)	23	44	2.3
VCA(3)	6	49	1.2
VCA(1)	1	47	22
Vcam(4)	0	48	13.3

I codici delle stazioni (COD) sono stati così costituiti: le prime tre lettere = iniziali abbreviate del fiume; ove le stazioni sono state differenziate m=monte, i= intermedio, v= valle; il numero tra le parentesi indica la stagione di campionamento: (1) = primavera; (3) = autunno; (4) = inverno ; HMS = Habitat Modification Score; HQA = Habitat Quality Assesment; LRD = Lentic Lotic Descriptor

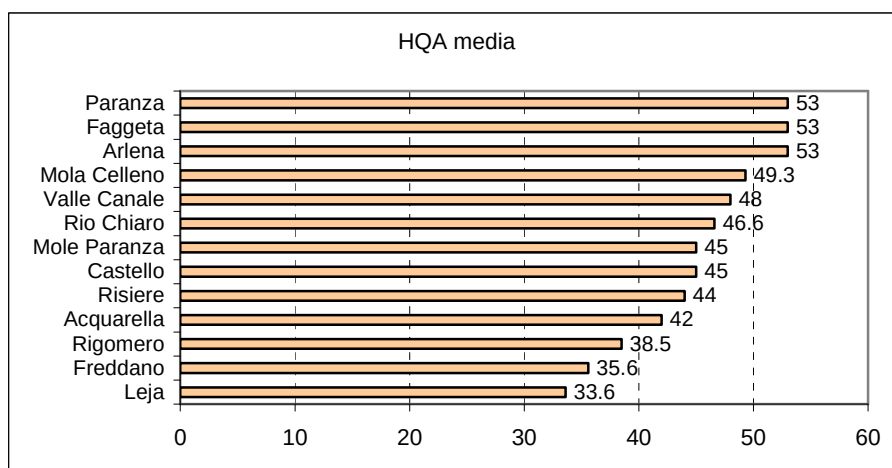


Figura 25. Valor medio di HQA per ogni corpo idrico analizzato

6.2.3 Analisi chimiche e microbiologiche

Nella Tabella 29 vengono riportati i valori delle analisi chimiche e microbiologiche effettuate e dell'Indice Sintetico LIM, mentre nelle Figure 26 e 27 vengono riportati gli andamenti dell'indice e la distribuzione dei livelli nelle classi di qualità.

Tabella 29. Valori delle analisi chimiche e microbiologiche

Cod	D.O.	BOD5	NH ₄	NO ₃	Ptot	COD	E.coli	pH	Cond	LIM
Acq	4.10	13.40	0.06	17.20	0.53	24.50	700	6.68	650	115
Acqm(4)	3.89	1.76	0.66	18.94	0.97	3.00	100	6.64	812	260
Arlm(4)	4.74	0.00	0.06	19.18	0.86	0.00	0	7.06	314	290
ARL	6.20	15.90	0.01	15.00	0.96	26.40	0	6.60	300	180
ARL(1)	6.32	0.00	0.18	17.29	0.98	0.00	0	6.70	306	290
Arlv(4)	3.83	1.76	0.00	16.05	0.97	3.00	0	8.11	320	330
Cas	4.10	18.20	0.18	19.10	1.28	29.20	200	7.20	325	100
Cas(4)	4.05	24.12	2.23	15.93	1.32	41.00	500	7.30	319	65
Cas(1)	4.87	0.00	0.35	17.98	1.38	10.00	300	6.81	320	190
Chii(1)	6.70	0.00	0.27	6.53	1.04	0.00	200	7.89	445	235
Chim	6.10	19.70	0.01	4.81	0.94	35.60	200	7.60	430	155
Chiv(4)	5.80	20.59	0.15	11.35	0.89	35.00	400	7.70	415	100
Fagm(4)	4.16	2.94	0.11	7.05	0.95	5.00	0	7.10	665	175
FAG	5.30	11.70	0.02	5.11	0.79	19.90	500	8.10	720	155
FAG(1)	6.96	0.00	0.36	5.20	0.72	2.00	100	8.30	739	275

Tabella 29 (Continua). Valori delle analisi chimiche e microbiologiche

Cod	D.O.	BOD5	NH ₄	NO ₃	Ptot	COD	E.coli	pH	Cond	LIM
Fre	4.20	16.20	0.36	37.00	2.37	27.50	14300	7.40	1130	50
Fre(1)	4.94	7.00	4.12	23.00	2.23	14.00	800	7,4	1167	95
Fre(4)	3.18	8.82	3.53	28.38	1.95	15.00	8400	7.90	1151	55
Lej	5.50	18.60	0.02	14.00	0.85	30.90	900	8.30	560	140
Lej(4)	4.29	3.53	0.43	14.76	1.60	6.00	500	8.54	570	150
Lejm(1)	8,9	0.00	0.20	13.48	0.53	0.00	26000	8.06	582	200
Mce	5.20	30.30	0.04	8.10	0.90	46.40	2700	7.40	690	85
Mce(1)	5.90	7.00	0.53	10.10	1.38	6.00	8700	7.49	690	100
Mcem(4)	4.92	46.47	0.23	10.51	0.76	79.00	1200	8.20	690	60
Mpa(1)	3.80	5.00	8.63	5.85	3.68	24.00	2800	7.30	618	70
Mpa(4)	3.22	47.06	2.55	18.82	1.67	80.00	4300	7.96	474	45
Par	6.10	32.80	1.80	9.87	1.32	48.60	3200	7.50	610	50
Parm(1)	6.68	0.00	0.58	6.41	0.68	7.00	500	7.57	384	185
Rig(4)	9.20	2.35	0.63	15.28	0.69	4.00	0	7.13	612	260
Rig(1)	7.28	0.00	0.09	14.84	0.61	1.00	100	6.74	604	290
Ris	8.20	15.70	0.01	17.90	0.73	24.20	300	7.01	600	145
VCA	5.98	18.80	0.01	7.73	0.62	30.50	0	8.20	440	185
VCA(1)	6.20	0.00	0.43	8.46	0.53	0.00	100	8.40	445	280
Vcam(4)	5.54	51.18	0.15	10.59	0.51	87.00	0	8.53	320	145

I codici delle stazioni (COD) sono stati così costituiti: le prime tre lettere = iniziali abbreviate del fiume; ove le stazioni sono state differenziate m=monte, i= intermedio, v= valle; il numero tra le parentesi indica la stagione di campionamento: (1) = primavera; (3) = autunno; (4) = inverno; OD= Ossigeno Disciolto (in mg/l); BOD5 =Domanda Biologica di Ossigeno (in mg/l), NH₄ = Azoto Ammoniacale (in mg/l), NO₃ =Azoto Nitrato (in mg/l); Ptot = Fosforo Totale (in mg/l), COD =Domanda Chimica di Ossigeno (in mg/l), E.coli= Escherichia Coli (UFC/100ml), Cond = Conducibilità (µS/cm2), LIM = Livello di Inquinamento da Macrodescriptors

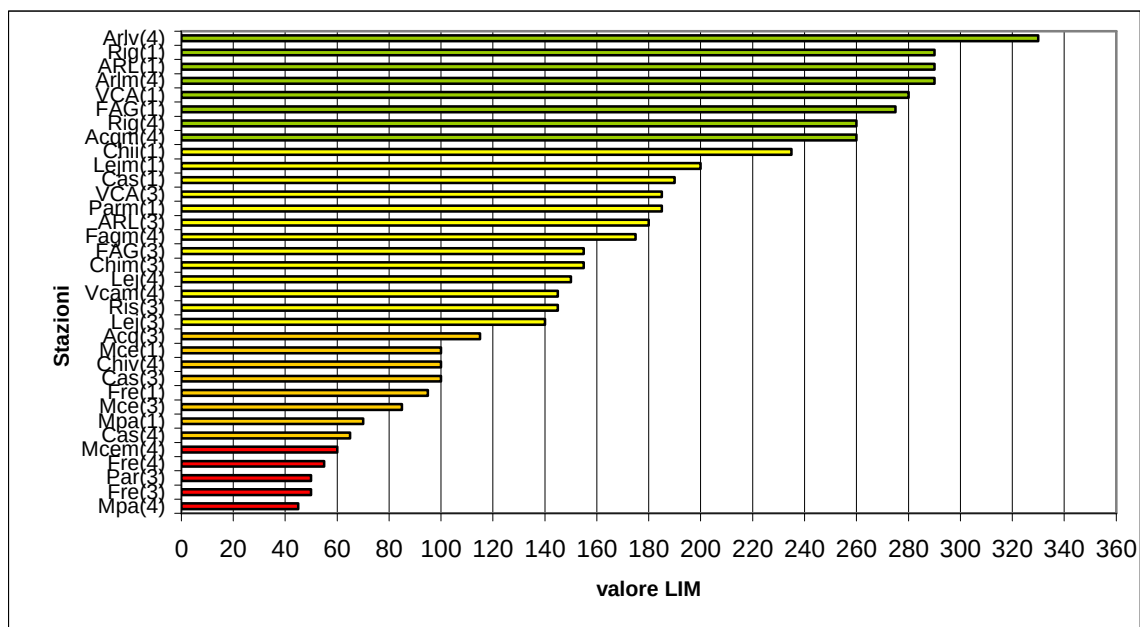


Figura 26. Valori LIM nelle diverse stazioni di campionamento

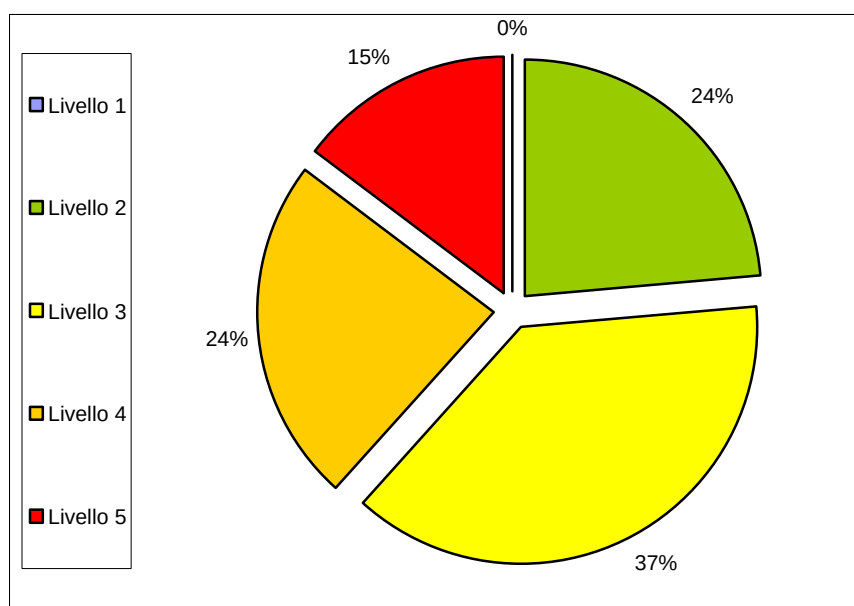


Figura 27. Percentuali cumulative dei Livelli LIM calcolati

6.3 Parametri di supporto: individuazione dei siti di riferimento

L'individuazione dei siti di riferimento è stata fatta utilizzando parte dei parametri analizzati per lo studio delle Pressioni. I corpi idrici individuati sono il Fosso di Arlena, il Fosso della Faggeta e il Fosso di Valle Canale. Di seguito viene riportata la scheda di analisi per i soli siti di riferimento scelti (Tabella 30).

Tabella 30. Scheda compilata per l'individuazione dei siti di riferimento

Tipo di Disturbo	Scala di applicazione	Criterio	Faggeta	Valle Canale	Arlena
INQUINAMENTO PUNTIFORME	Bacino	% di uso artificiale (soglia<0.4; se fino <0.8%: verifica qualità acqua)	0	0,9%	0
		E' presente qualche fonte particolare di inquinamento industriale (e.g. NaCl, inquinamento termico)?	No	No	No
	Tratto	Le variabili fisico-chimico di base mostrano concentrazioni pari a quelle tipo-specifiche attese in condizioni naturali?	No	No	No
		Sono presenti inquinanti sintetici specifici (e.g. pesticidi)?	No	No	No
		Sono presenti inquinanti specifici non sintetici (e.g. metalli)?	No	No	No
INQUINAMENTO DIFFUSO	Bacino	C'è rischio significativo di erosione del suolo nel bacino?	No	No	No
		Il fondovalle è principalmente occupato da aree naturali seminaturali agricole a bassa intensità (e.g. pascoli)?	No	No	No
		% di agricoltura intensiva (soglia<20%; in aree di pianura fino <50%)	50,2%	7,3%	56,9%
		% vigneti, frutteti (soglia < 1% e non situati nella zona riparia)	0	35,7%	4,8%
		% campi irrigati (soglia>= 10%; in aree di pianura fino < 25%: verifica qualità acqua)	0	0	0
		% silvicoltura (e.g. conifere, eucalipti; soglia < 30%)	0	0	0
		allevamento di bovini: solo allevamento non intensivo	0	0	0
		allevamento di suini: solo allevamento non intensivo	0	0	0
		allevamento di ovini/capri: solo allevamento non intensivo	0	0	0
		allevamento di pollame: solo allevamento non intensivo	0	0	0
		allevamento di altro: solo allevamento non intensivo	0	0	0
	Tratto	Sono evidenti segni di eutrofizzazione (e.g. proliferazione di vegetazione acquatica)?	No	No	No
		Misura del pH. Se pH<6, è necessario determinare se il sito è acido per ragioni naturali	8.20	8.20	6.80

Tabella 30(Continua). Scheda compilata per l'individuazione dei siti di riferimento

Tipo di Disturbo	Scala di applicazione	Criterio	Faggeta	Valle Canale	Arlena
AREA RIPARIA	Tratto	% di uso naturale (sponda, piana di esondazione, berm, aree perfluviali; 15-100m; soglia >80% del tratto)	23,9%	100%	100%
		% uso agricolo non intensivo	13,0%	0	0
		% agricoltura intensiva oltre la sommità di sponda (sommata alle aree artificiali: soglia<10%)	63%	0	0
		% agricoltura intensiva sulla sponda (sommata alle aree artificiali soglia< 1%)	0	0	0
		% aree artificiali oltre la sommità di sponda (sommata alle aree ad agricoltura intensiva: soglia <10%)	0	0	0
		% aree artificiali sulla sponda (sommata alle aree ad agricoltura intensiva: soglia <1%)	0	0	0
	Sito	Il sito è (quasi) interamente delimitato dalla vegetazione naturale (o seminaturale) tipo specifica?	Si	Si	Si
		La vegetazione riparia è continua, semicontinua, a gruppi irregolari, piante isolate	S-C	S-C	CON
		le rive sono alterate (smosse) dal calpestio dovuto alla presenza di bestiame?	No	No	No
ALTERAZIONI MORFOLOGICHE	bacino	Sono presenti dighe a monte? Se no: 0; se sì, indicare quante	0	0	0
		A quale distanza è la diga più vicina a monte? (in percentuale della distanza del sito a monte)	-	-	-
		La continuità del fiume permette la migrazione indisturbata degli organismi acquatici (specialmente in fiumi con popolazioni ittiche naturali) e il trasporto del sedimento?	Si	Si	Si
	tratto	Sono presenti barriere a valle del sito che impediscano la migrazione longitudinale dei pesci (all'interno del corpo idrico) ?	No	No	No
		Sono presenti barriere a monte del sito che impediscano la migrazione longitudinale dei pesci (all'interno del corpo idrico)?	No	No	No
		Le condizioni del substrato corrispondono a quelle specifiche del tipo (o sottotipo) fluviale a cui il corpo idrico appartiene?	Si	Si	Si
		Sono evidenziabili nell'alveo bagnato aree con forte deposito e/o accumulo di limo (siltation), in regime di magra o morbida?	No	No	No
		Sono evidenti segni di incisione dell'alveo dovuti a fattori non naturali (e.g. per presenza di dighe, briglie, rinforzi di sponda)?	No	No	No
		Il profilo del fiume (larghezza, profondità) corrisponde alle condizioni specifiche del sito (o del sottotipo)?	Si	Si	Si
		Sono garantite le naturali interazioni e connessioni laterali e verticali con la falda e le interazioni tra alveo, area riparia e piana di esondazione?	Si	Si	Si
		% del tratto eventualmente interessato da impedimenti del flusso (flow impedante)	0	0	0
		% risezionamento di alveo e sponde (soglia <15%)	No	0	0
		% rinforzo sponde e alveo (soglia <10%)	No	10%	5%
		% arginatura con argini arretrati (soglia < 20%)	No	0	0
		% arginatura con argini addossati (soglia < 1%)	0	0	0

Tabella 30 (Continua). Scheda compilata per l'individuazione dei siti di riferimento

Tipo di Disturbo	Scala di applicazione	Criterio	Faggeta	Valle Canale	Arlena
PRELIEVI IDRICI	bacino	Riduzione di portata in periodi di magra a carico di dighe eventualmente presenti (riduzione < 20% della portata media mensile; deve comunque essere garantito un deflusso in alveo, se atteso secondo il regime naturale)	No	No	No
	Tratto	Vengono effettuati prelievi d'acqua significativi? Se sì, indicare la % (riduzione <20% della portata in ingresso)	No	No	No
REGOLAZIONE DEL FLUSSO	Bacino	Si verificano variazioni del regime annuale naturale (e.g. stagionalità del flusso di piena e di magra, curva di durata)?	No	No	No
		Ci sono dighe a monte che modificano significativamente il regime ideologico naturale (regolazione del flusso)? (soglia immagazzinamento invasi nel bacino <5% della portata media annuale del sito)	No	No	No
	Tratto	Il tratto in esame è soggetto a regolazione della portata?	No	No	No
		Si verificano fenomeni di picchi improvvisi di portata dovuti a regolazione del flusso idrico (i.e. hydropeaking)?	No	No	No
PRESSIONI BIOLOGICHE	Sito	Sono presenti specie invasive (flora e fauna)? Se sì, quali?	No	No	No
		La comunità acquatica tipo-specifica è alterata dalla presenza di specie alloctone?	No	No	No
		Sono presenti attività intensive di pesca?/ è stata effettuata biomanipolazione	No	No	No

6.4 Analisi della comunità macrobentonica e valutazione dello stato ecologico

Nella Tabella 31 vengono riportati alcuni dati riguardanti le tre campagne di campionamento effettuate (n° di taxa e n° di individui nelle tre differenti stagioni di campionamento e somma totale dei campioni), mentre nella Tabella 32 viene riportata la lista faunistica complessiva dei taxa campionati e riconosciuti.

In Appendice 3 vengono riportate le liste faunistiche quantitative di tutte le stazioni di campionamento.

Tabella 31. Numero di taxa e di individui campionati nelle tre diverse campagne di campionamento e somma totale dei campioni raccolti.

Dati quantitativi	Primavera	Autunno	Inverno	Totale
n°Taxa	82	73	82	98
n°Individui	103025	56568	97009	256602

Tabella 32. Lista faunistica complessiva dei “piccoli fiumi vulcanici” analizzati

ORDINE/CLASSE	Famiglia	Genere	Specie/Unità Operative
PLECOTTERI	LEUCTRIDAE	Leuctra	
	NEMOURIDAE	Protonemura	
	PERLODIDAE	Isoperla	
	TAENIOPTERYGIDAE	Taeniopteryx	
TRICOTTERI	HYDROPSYCHIDAE		
	BRACHYCENTRIDAE		
	GLOSSOSOMATIDAE		
	GOERIDAE		
	HYDROPTILIDAE		
	LEPIDOSTOMATIDAE		
	LEPTOCERIDAE		
	LIMNEPHILIDAE		
	ODONTOCERIDAE		
	PHILOPOTAMIDAE		
	POLYCENTROPODIDAE		
	PSYCHOMYIDAE		
	RHYACOPHILIDAE		
	SERICOSTOMATIDAE		

Tabella 32 (Continua). Lista faunistica complessiva dei “piccoli fiumi vulcanici” analizzati

ORDINE/CLASSE	Famiglia	Genere	Specie/Unità Operative (OU)
EFEMEROTTERI	BAETIDAE	Baetis	Baetis rhodani
	BAETIDAE	Baetis	Baetis buceratus
	BAETIDAE	Baetis	Baetis muticus
	BAETIDAE	Baetis	Baetis fuscatus (OUA)
	BAETIDAE	Baetis	Baetis vernus (OUA)
	BAETIDAE	Baetis	Baetis vardarensi (OUB)
	BAETIDAE	Baetis	Baetis lutheri (OUB)
	BAETIDAE	Baetis	Baetis pavidus(OUB)
	BAETIDAE	Centroptilum	Centroptilum luteolum
	BAETIDAE	Cloeon	Cloeon dipterum
	BAETIDAE	Procloeon	Procloeon bifidum
	BAETIDAE	Procloeon	Procloeon pulchrum
	EPHEMERELLIDAE	Serratella	Serratella ignita
	EPHEMERIDAE	Ephemera	Ephemera danica
	HEPTAGENIDAE	Ecdyonurus	Ecdyonurus venosus
	HEPTAGENIDAE	Heptagenia	Heptagenia longicauda
	HEPTAGENIDAE	Rhithrogena	Rhithrogena semicolorata
	LEPTOPHLEBIDAE	Habroleptoides	Habroleptoides confusa
	LEPTOPHLEBIDAE	Habrophlebia	Habrophlebia eldae
	LEPTOPHLEBIDAE	Paraleptophlebia	Paraleptophlebia submarginata
	OLIGONEURIDAE	Oligoneuriella	Oligoneuriella rhenana
	CAENIDAE	Caenis	Caenis gr. Macrura (OU1)
	CAENIDAE	Caenis	Caenis pusilla (OU3)
	CAENIDAE	Caenis	Caenis belfiorei (OU5)
COLEOTTERI	DRYOPIDAE		
	DYTISCIDAE		
	ELMIDAE		
	GYRINIDAE		
	HELODIDAE		
	HYDRAENIDAE		
ODONATI	HYDROPHILIDAE		
	CALOPTERYGIDAE	Calopteryx	
	COENAGRIONIDAE	Coenagrion	
	CORDULEGASTERIDAE	Cordulegaster	
	CORDULIIDAE	Oxygastra	
	GOMPHIDAE	Onychogomphus	
	PLATYCNEMIDIDAE	Platycnemis	

Tabella 32 (Continua). Lista faunistica complessiva dei “piccoli fiumi vulcanici” analizzati

ORDINE/CLASSE	Famiglia	Genere	Specie/Unità Operative
DITTERI	CHIRONOMIDAE		
	SIMULIIDAE		
	ATHERICIDAE		
	BLEPHARICERIDAE		
	CERATOPOGONIDAE		
	DIXIDAE		
	LIMONIIDAE		
	STRATIOMYIDAE		
	TABANIDAE		
	TIPULIDAE		
	PTYCHOPTERIDAE		
ETEROTTERI	NOTONECTIDAE		
	NEPIDAE		
	GERRIDAE		
	PLEIDAE		
	VELIIDAE		
CROSTACEI	ASELLIDAE		
	ASTACIDAE		
	GAMMARIDAE		
	POTAMIDAE		
GESTEROPODI	ANCYLIDAE		
	BYTHINIIDAE		
	HYDROBIOIDEA		
	LYMNAEIDAE		
	PHYSIDAE		
	PLANORBIDAE		
BIVALVI	PISIDIIDAE		
	SPHAERIIDAE		
TRICLADI	DUGESIIDAE	Dugesia	
IRUDINEI	ERPOBDELLIDAE	Dina	
	GLOSSIPHONIIDAE	Helobdella	
	GLOSSIPHONIIDAE	Hemiclepsis	
	HIRUDINIDAE	Limnatis	
OLIGOCHETI	TUBIFICIDAE		
	NAIDIDAE		
	ENCHYTRAEIDAE		
	HAPLOTAXIDAE		
	LUMBRICIDAE		
	LUMBRICULIDAE		
ALTRI	SIALIDAE		
	GORDIIDAE		
	MERMITHIDAE		

6.4.1 Comunità macrobentonica e gradiente ambientale

Sulla base dei dati faunistici quantitativi si è proceduto all'utilizzo di tecniche di ordinamento mediante analisi multivariata, con la finalità di analizzare l'ordinamento delle stazioni, in funzione del gradiente ambientale, individuato con l'analisi delle pressioni.

Nella prima fase di analisi dei dati è stata applicata la Detrended Correspondence Analysis (DCA). Il metodo DCA, unimodale e indiretto, è stato applicato per definire la lunghezza del gradiente biologico delle comunità campione; questo è stato fatto per decidere, in base ai risultati ottenuti, come continuare a procedere nell'analisi multivariata. Il risultato dell'analisi sono riportati nella Tabella 33 La lunghezza limitata del gradiente (<3), per tutte le componenti (o Assi di variazione), ha indotto a procedere nell'analisi con un metodo lineare.

Tabella 33. Risultati della Detrended Correspondence Analysis (DCA)

Risultato dell'analisi DCA	Asse 1	Asse 2	Asse 3	Asse 4
Autovalori	0.26	0.13	0.08	0.07
Lunghezza del gradiente	2.56	1.70	1.42	1.43
Percentuale cumulativa di varianza	13.6	20.6	24.9	28.6

Si è pertanto proceduto con la Principal Component Analysis (PCA). Il risultato è rappresentato dagli assi di variazione, ortogonali tra loro, con grado di importanza espresso dagli autovalori, compreso tra 0 e 1 (maggiore è l'autovalore, migliore è la separazione nella distribuzione dei taxa lungo l'asse di ordinamento). Il risultato dell'analisi sono riportati nella Tabella 34.

Tabella 34. Risultati della Principal Component Analysis (PCA)

Risultato dell'analisi DCA	Asse1	Asse2	Asse3	Asse4
Autovalori	0.23	0.11	0.08	0.06
Percentuale cumulativa di varianza	23.3	34.7	43.6	50.5

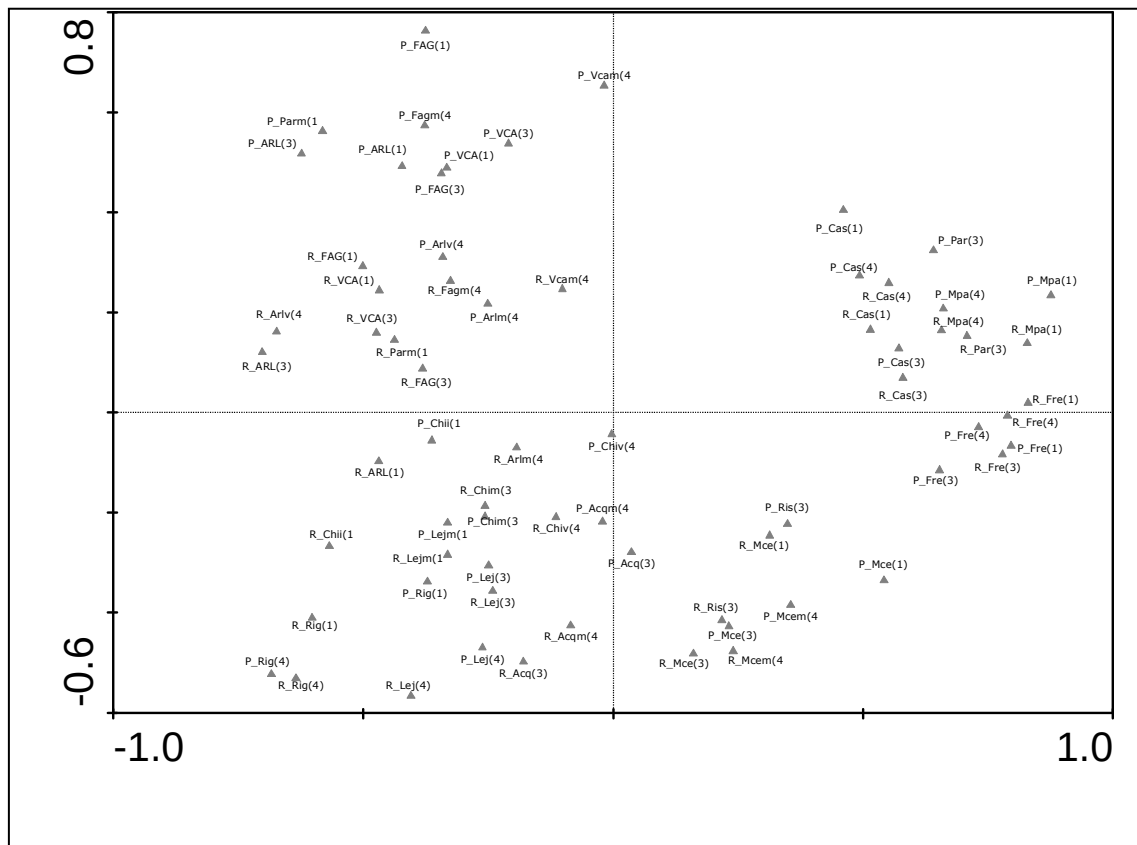


Figura 28. Analisi delle Componenti Principali (in ascissa e in ordinata sono rappresentate rispettivamente l'Asse 1 e 2 della PCA)

Analizzando l'ordinamento delle stazioni ottenuto (Figura 28) si nota la distinzione dei siti di riferimento (in alto a sinistra del grafico) da almeno due gruppi di stazioni: un primo gruppo (a destra del grafico) viene separato in relazione al primo asse, un secondo gruppo (in basso al centro del grafico) invece è separato in relazione al secondo asse.

L'interpretazione del significato di tali assi è avvenuta analizzando i coefficienti di correlazione tra le variabili ambientali e gli assi della PCA. Nella tabella 35 sono presentate le variabili ambientali e i valori di correlazione con gli assi della PCA, nella Figura 29 è riportata in grafico la matrice di correlazione tra i primi due assi e le variabili chimiche, mentre nella Figura 30 la matrice di correlazione tra gli indici sintetici HMS, HQA e LUI e i primi due assi; le matrici di correlazione riportate in Figura 29 e 30 sono state ottenute mediante utilizzo del software statistico r (r, ver., 2.8.1).

Tabella 35. Coefficienti di correlazione (r-Pearson) tra le variabili ambientali e gli Assi della PCA

Variabili ambientali	r-Pearson	r-Pearson
<i>Parametri Chimici</i>	<i>ASSE 1</i>	<i>ASSE 2</i>
Ossigeno Disciolto (D.O.)	-0.51	-0.17
BOD5	0.39	0.01
Ammoniaca (NH ₄)	0.60	0.13
Nitrati (NO ₃)	0.43	-0.20
Fosforo Totale (P _{tot})	0.70	0.05
COD	0.41	0.04
Coliformi (Ecoli)	0.24	-0.18
pH	-0.09	0.13
Conducibilità (Cond)	0.42	-0.29
<i>Dati geografici</i>		
Distanza dalla sorgente (D.Sorg.)	0.03	-0.28
Altitudine (Alt.)	-0.37	0.58
Estensione bacino (areabac.)	0.01	-0.32
<i>Categorie Uso del suolo</i>		
Agricolo	-0.03	-0.37
Bosco	-0.33	0.27
Urbano	0.72	0.05
Corpi idrici	-0.20	0.29
<i>Indici sintetici</i>		
Livello di Inquinamento da Macrodescrittori (LIM)	-0.77	0.12
Land Use Index (LUI)	0.21	-0.60
Habitat Modification Score (HMS)	0.02	-0.40
Habitat Qualità Assesment (HQA)	-0.13	0.47
Lentic Lotic Descriptor (LRD)	-0.20	0.27

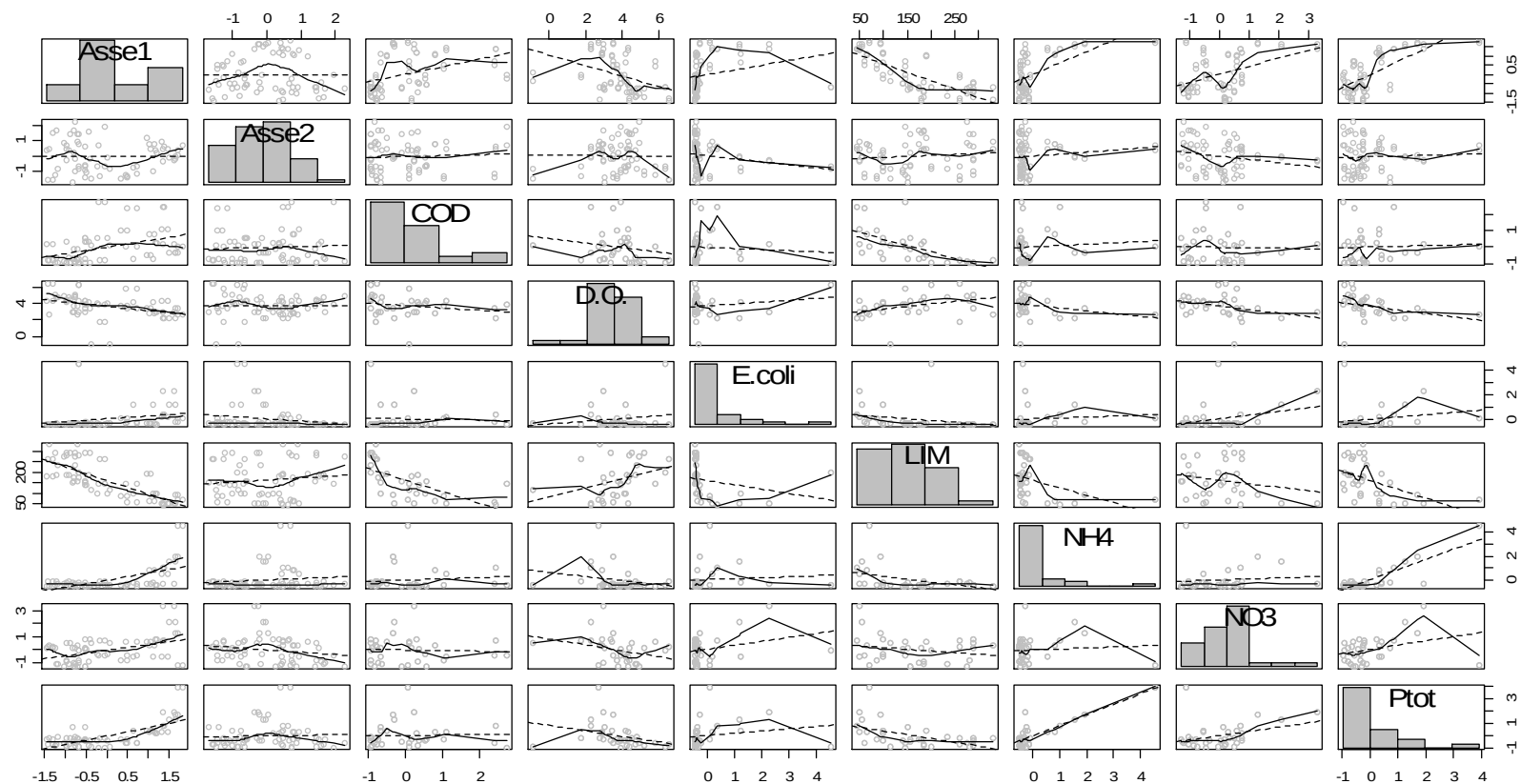


Figura 29. Coefficienti di correlazione tra le variabili chimiche e i primi due Assi della PCA

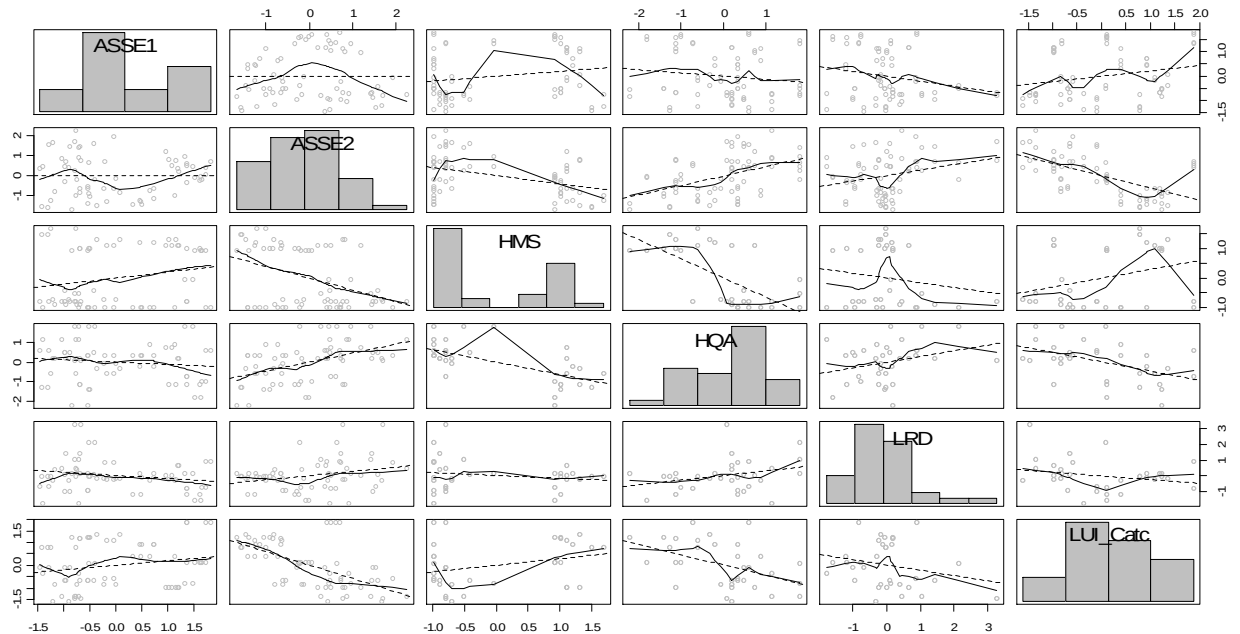


Figura 30. Coefficienti di correlazione tra gli indici sintetici desunti dall'analisi idromorfologica (HMS e HQA) e dall'analisi di uso del suolo (LUI) e i primi due Assi della PCA

Osservando le matrici di correlazione ed i corrispettivi grafici si può notare:

- Per quanto riguarda l'ASSE 1, correlazioni positive con Ammoniacca ($r = 0.60$), Fosforo Totale ($r = 0.70$), Uso del suolo categoria "Urbano" ($r = 0.72$); mentre correlazioni negative con Ossigeno Disciolto ($r = -0.51$), Uso del suolo categoria "Bosco" ($r = -0.33$); LIM ($r = -0.77$).
- Per quanto riguarda l'ASSE 2, correlazioni positive con Altitudine ($r = 0.58$), HQA ($r = 0.47$); mentre correlazioni negative con Uso del suolo categoria "Agricolo" ($r = -0.37$), LUI ($r = -0.60$), HMS ($r = -0.40$).

Riassumendo, è possibile interpretare il primo asse come espressione della qualità dell'acqua, mentre il secondo asse sembra riflettere caratteristiche quali la ricchezza in microhabitat, determinata da condizioni idromorfologiche più naturali e un uso del suolo meno agricolo o urbano.

6.4.2 Analisi delle metriche e classificazione dei siti mediante l'indice sintetico ICM

Per la classificazione dei siti, in questo studio si è scelto di applicare l'approccio degli indici Multimetrici. Nelle tabelle 36 e 37 sono riportati i valori di tutte le metriche calcolate nelle 34 stazioni di campionamento, mantenendo separate le aree di campionamento (Riffle e Pool) per un totale di 68 siti.

Nella tabella 38 e nella Figura 31 viene riportata la matrice di correlazione tra ciascuna metrica e i primi due assi di variazione.

Tabella 36. Valori delle Metriche selezionate per il sistema di classificazione (Pool)

Pool											
COD	Ntaxa	NFam	NfEPT	NInd.	D-Domin.	1-GOLD	Shann.	SelePTD	ASPT	MTS	MAS
Acq(3)	25	22	9	689	0.21	0.76	1.99	1.67	6.38	20	3.33
Acqm(4)	31	22	10	1467	0.19	0.91	2.14	1.60	6.20	27	3.00
Arlm(4)	34	30	13	2597	0.43	0.93	1.36	2.55	6.41	24	3.00
ARL(3)	41	37	12	5310	0.10	0.83	2.57	2.91	5.77	27	3.00
ARL(1)	32	30	11	2754	0.20	0.79	2.12	3.10	6.12	24	3.00
Arlv(4)	32	29	14	4107	0.56	0.2	1.22	2.35	6.81	21	3.00
Cas(3)	18	19	4	1499	0.23	0.42	1.77	0.50	4.18	5	1.67
Cas(4)	16	16	7	4020	0.33	0.52	1.39	1.83	5.39	10	2.50
Cas(1)	22	24	7	2087	0.22	0.5	1.99	1.79	4.53	10	2.50
Chii(1)	32	28	11	1944	0.19	0.86	1.98	1.72	5.92	24	3.00
Chim(3)	31	28	9	1380	0.21	0.83	2.11	2.06	5.91	19	3.80
Chiv(4)	35	29	12	2325	0.23	0.22	1.77	1.89	5.64	27	3.00
Fagm(4)	40	32	11	3071	0.12	0.81	1.88	2.79	5.89	30	3.00
FAG(3)	31	27	11	2801	0.24	0.89	1.96	3.17	6.54	28	3.50
FAG(1)	40	37	12	4857	0.19	0.86	1.92	3.22	5.91	29	3.22
Fre(3)	14	14	4	780	0.19	0.67	1.89	0.50	4.39	12	3.00
Fre(1)	16	17	3	4068	0.50	0.06	1.14	0.00	3.75	6	3.00
Fre(4)	18	16	4	1795	0.37	0.14	1.46	0.73	4.29	15	3.00
Lej(3)	29	24	8	1666	0.15	0.93	2.35	2.07	6.38	23	3.29
Lej(4)	34	27	10	1763	0.12	0.76	2.34	2.24	6.00	32	3.20
Lejm(1)	30	25	9	2018	0.45	0.98	1.30	1.86	6.83	32	3.20
Mce(3)	26	24	7	1988	0.24	0.85	1.60	1.71	5.40	14	3.50
Mce(1)	25	23	5	5043	0.34	0.35	1.48	0.73	4.11	17	3.40
Mcem(4)	31	30	8	6744	0.37	0.72	1.61	1.69	4.76	12	3.00
Mpa(1)	13	14	2	5748	0.42	0.02	1.19	0.50	3.46	6	3.00
Mpa(4)	10	10	3	1940	0.77	0.02	0.54	0.73	4.22	6	3.00
Par(3)	18	18	4	2744	0.62	0.11	1.05	0.88	4.14	10	2.50
Parm(1)	35	29	10	3440	0.13	0.8	2.29	3.08	6.04	30	3.00
Rig(4)	44	35	17	5184	0.19	0.94	2.08	2.47	6.52	35	3.18
Rig(1)	37	31	11	3143	0.12	0.85	2.54	1.76	5.74	29	3.22
Ris(3)	21	18	5	514	0.19	0.54	2.07	0.50	5.12	17	3.40
VCA(3)	27	22	7	1911	0.23	0.97	1.74	2.92	5.61	25	2.78
VCA(1)	24	21	7	2174	0.25	0.96	1.67	2.65	6.58	25	3.57
Vcam(4)	28	22	9	2723	0.12	0.6	2.29	2.94	5.53	30	3.00

I codici delle stazioni (COD) sono stati così costituiti: le prime tre lettere = iniziali abbreviate del fiume; ove le stazioni sono state differenziate m=monte, i= intermedio, v= valle; il numero tra le parentesi indica la stagione di campionamento: (1) = primavera; (3) = autunno; (4) = inverno; Ntaxa = numero di taxa; NFam = numero delle famiglie; NfEPT = numero famiglie Efemeroteri + Plecotteri + Tricotteri; Nind = numero di Individui; D-Domin = D-Dominance; 1-GOLD = 1- Gasteropodi+Oligocheti + Ditteri; Shann. = Indice diversità di Shannon Weiner; SelePTD= Log10selected Efemeroteri + Plecotteri+ Tricotteri + Ditteri + 1; ASPT= Average Score Per Taxon.; MTS = Mayfly Total Score; MAS= Mayfly Average Score

Tabella 37. Valori delle Metriche selezionate per il sistema di classificazione (Riffle)

Riffle											
COD	Ntaxa	NFam	NfEPT	NInd.	D-Domin.	1-GOLD	Shann.	SelePTD	ASPT	MTS	MAS
Acq(3)	37	31	12	2269	0.16	0.72	2.23	1.79	6.23	23	3.29
Acqm(4)	32	25	7	2667	0.13	0.90	2.29	0.50	5.50	16	2.67
Arlm(4)	27	24	9	4173	0.47	0.97	1.03	2.06	5.71	12	3.00
ARL(3)	35	31	14	4764	0.15	0.93	2.29	2.73	6.61	27	3.00
ARL(1)	32	29	12	4508	0.15	0.89	2.21	2.03	6.52	20	3.33
Arlv(4)	42	37	17	6022	0.18	0.46	2.30	2.87	6.75	24	3.00
Cas(3)	19	18	4	6516	0.45	0.30	1.13	0.00	3.77	5	1.67
Cas(4)	24	24	10	9838	0.29	0.35	1.43	1.69	5.10	16	2.67
Cas(1)	27	27	8	3114	0.20	0.31	2.04	0.73	4.57	10	2.50
Chii(1)	44	36	11	4958	0.11	0.72	2.49	2.04	5.66	29	3.22
Chim(3)	31	27	9	1518	0.26	0.89	1.85	1.90	5.88	22	3.67
Chiv(4)	30	23	6	2856	0.12	0.31	2.23	1.82	4.95	20	3.33
Fagm(4)	35	29	14	2454	0.11	0.86	2.10	2.71	6.30	21	3.00
FAG(3)	38	31	12	1893	0.12	0.83	2.57	2.66	6.39	29	3.22
FAG(1)	38	35	13	5688	0.13	0.78	2.29	2.58	5.80	21	3.00
Fre(3)	14	14	4	3211	0.37	0.15	1.26	0.00	4.00	6	3.00
Fre(1)	12	13	4	6347	0.51	0.08	1.01	0.50	3.85	9	3.00
Fre(4)	18	15	4	7352	0.30	0.05	1.33	0.88	4.17	12	3.00
Lej(3)	30	24	9	1923	0.15	0.76	2.32	2.01	6.14	26	3.25
Lej(4)	32	26	13	2885	0.24	0.93	2.03	2.33	6.67	37	3.36
Lejm(1)	36	29	12	3256	0.44	0.97	1.28	1.43	6.19	37	3.36
Mce(3)	29	26	7	3292	0.24	0.84	1.78	2.06	4.65	17	3.40
Mce(1)	26	23	6	1553	0.10	0.59	2.32	1.31	4.40	18	3.00
Mcem(4)	33	32	9	4905	0.16	0.59	2.06	1.21	4.71	12	3.00
Mpa(1)	9	9	1	24652	0.52	0.00	0.72	0.00	2.88	1	1.00
Mpa(4)	13	13	3	8212	0.80	0.01	0.45	1.07	4.18	7	2.33
Par(3)	12	14	4	3596	0.51	0.03	0.90	0.88	3.85	5	1.67
Parm(1)	31	27	10	2210	0.11	0.86	2.49	2.67	5.57	23	3.29
Rig(4)	45	38	15	4545	0.13	0.97	2.29	2.37	6.03	35	3.18
Rig(1)	36	30	12	6035	0.20	0.96	1.92	1.81	5.65	22	2.75
Ris(3)	23	20	8	1485	0.18	0.75	2.07	1.74	5.85	20	3.33
VCA(3)	30	26	8	4308	0.13	0.89	2.46	3.04	5.70	24	3.00
VCA(1)	29	26	10	2682	0.24	0.95	1.82	2.60	5.74	21	3.00
Vcam(4)	36	27	10	2472	0.09	0.64	2.41	2.77	5.48	29	3.22

I codici delle stazioni (COD) sono stati così costituiti: le prime tre lettere = iniziali abbreviate del fiume; ove le stazioni sono state differenziate m=monte, i= intermedio, v= valle; il numero tra le parentesi indica la stagione di campionamento: (1) = primavera; (3) = autunno; (4) = inverno; Ntaxa = numero di taxa; NFam = numero delle famiglie; NfEPT = numero famiglie Efemerotteri + Plecotteri + Tricotteri; Nind = numero di Individui; D-Domin = D-Dominance; 1-GOLD = 1- Gasteropodi+Oligocheti + Ditteri; Shann. = Indice diversità di Shannon Weiner; SelePTD= Log10selected Efemerotteri + Plecotteri+ Tricotteri + Ditteri + 1; ASPT= Average Score Per Taxon.; MTS = Mayfly Total Score; MAS= Mayfly Average Score

Tabella 38. Matrice di correlazione tra le Metriche selezionate ed i primi due Assi della PCA

	ASSE1	ASSE2	Ntaxa	NFam	NfEPT	Nind	D-Dom.	1-GOLD	Shann	SeIEPTD	ASPT	MTS
Ntaxa	-0.886	-0.119										
NFam	-0.835	-0.058	0.967									
NfEPT	-0.865	-0.045	0.898	0.888								
Nind	0.234	0.106	-0.200	-0.167	-0.176							
D-Dom.	0.576	0.117	-0.651	-0.601	-0.509	0.314						
1-GOLD	-0.807	-0.170	0.706	0.657	0.651	-0.367	-0.616					
Shann	-0.667	-0.139	0.720	0.675	0.581	-0.377	-0.945	0.631				
SeIEPTD	-0.833	0.329	0.731	0.709	0.757	-0.231	-0.513	0.677	0.570			
ASPT	-0.882	-0.037	0.763	0.701	0.852	-0.393	-0.480	0.781	0.566	0.788		
MTS	-0.843	-0.074	0.827	0.718	0.784	-0.319	-0.561	0.718	0.632	0.756	0.828	
MAS	-0.470	-0.273	0.471	0.418	0.410	-0.566	-0.387	0.506	0.447	0.445	0.572	0.579

Ntaxa = numero di taxa; NFam = numero delle famiglie; NfEPT = numero famiglie Efemerotteri + Plecotteri + Tricotteri; Nind = numero di Individui; D-Dom = D-Dominance; 1-GOLD = 1-Gasteropodi+Oligocheiti + Ditteri; Shann. = Indice diversità di Shannon Weiner; SeIEPTD= Log10selected Efemerotteri + Plecotteri+ Tricotteri + Ditteri + 1; ASPT= Average Score Per Taxon.; MTS = Mayfly Total Score; MAS= Mayfly Average Score

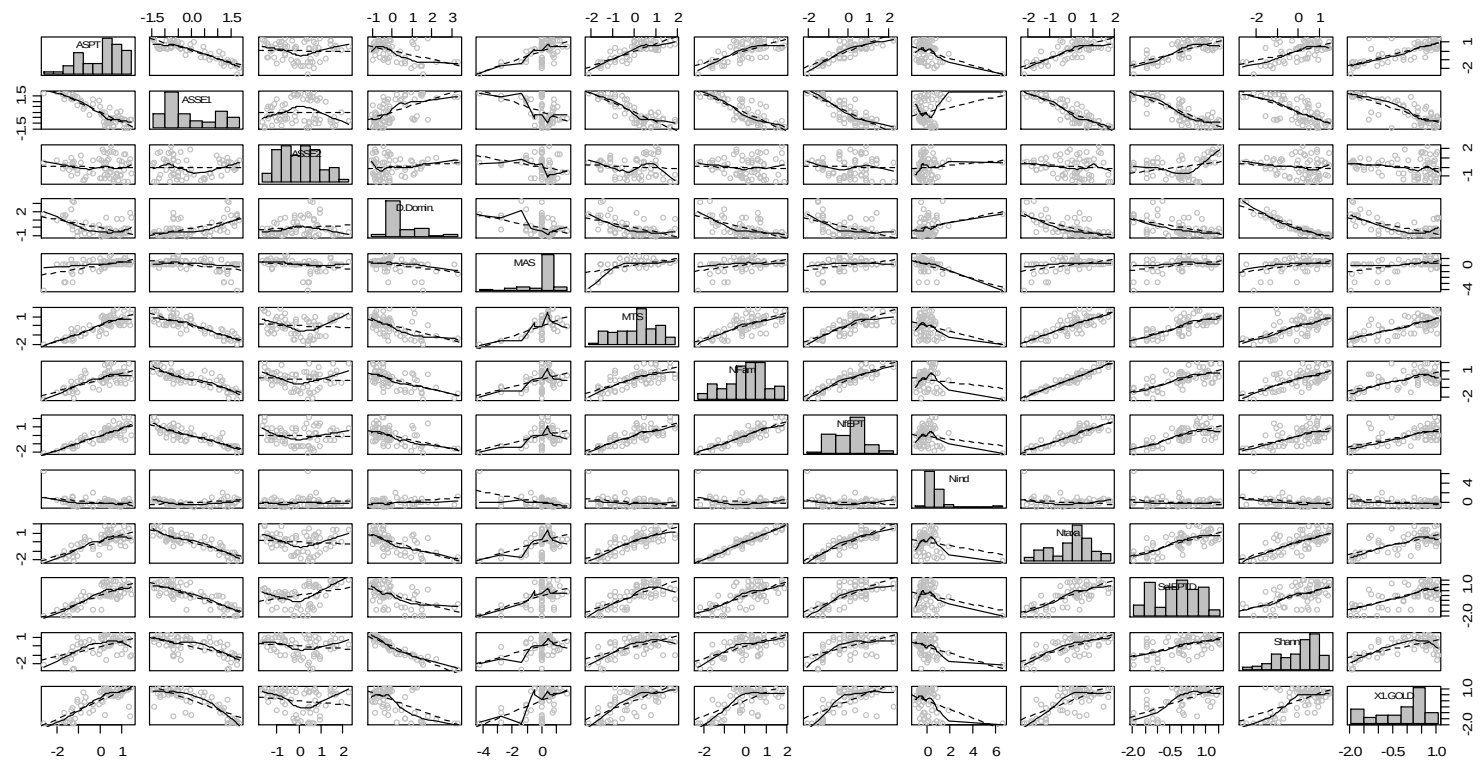


Figura 30. Coefficienti di correlazione tra gli assi della PCA e le metriche analizzate

Le metriche calcolate sono state suddivise per categoria in base ai criteri richiesti dalla direttiva e riportate nella Tabella 39 con i coefficienti di correlazione (r-Pearson) con gli assi.

Tabella 39. Correlazione delle singole Metriche suddivise per i Criteri richiesti dalla direttiva

Criteri	Metriche	r-Pearson Asse1	r-Pearson Asse2
Diversità	Ntaxa	-0.88607	-0.11974
	NFam	-0.83546	-0.05804
	Shann	-0.66735	-0.13914
Rapporto taxa sensibili-tolleranti	ASPT	-0.88259	-0.03784
Composizione Tassonomica	MAS	-0.47055	-0.27315
	MTS	-0.84334	-0.07439
	NfEPT	-0.86516	-0.04063
Abbondanza	SelePTD	-0.83384	0.3293
	D-Domin.	0.57618	0.11789
Ricchezza	1-GOLD	-0.80716	-0.17006

Ntaxa = numero di taxa; NFam = numero delle famiglie; NfEPT = numero famiglie Efemerotteri + Plecotteri + Tricotteri; Nind = numero di Individui; D-Domin = D-Dominance; 1-GOLD = 1- Gasteropodi+Oligocheti + Ditteri; Shann. = Indice diversità di Shannon Weiner; SelePTD= Log10selected Efemerotteri + Plecotteri+ Tricotteri + Ditteri + 1; ASPT= Average Score Per Taxon.; MTS = Mayfly Total Score; MAS = Mayfly Average Score

Dalla Tabella 39 si può notare che le metriche prese singolarmente, pur se presentano elevati valori di correlazione, in particolare con il primo asse, possono rispondere solo parzialmente a quanto richiesto dalla direttiva.

L'Indice sintetico ICM invece, poichè composto da sei metriche (NFam + NfEPT + 1-GOLD + Shann + SelePTD + ASPT), ciascuna delle quali soddisfa almeno un criterio richiesto dalla direttiva, integra tutte le informazioni previste ed è in grado di fornire una classificazione già in termini di EQR. è scelto dunque di utilizzare l'indice ICM per giungere alla classificazione finale dei siti. Nella tabella 40 vengono riportati i valori dell'indice finale ICM.

Tabella 40. Valori Indce sintetico ICM

COD	ICM Pool	ICM Riffle
Acq(3)	0.79	0.87
Acqm(4)	0.80	0.65
Arlm(4)	0.93	0.78
ARL(3)	0.98	1.02
ARL(1)	0.96	0.92
Arlv(4)	0.89	1.06
Cas(3)	0.44	0.32
Cas(4)	0.64	0.67
Cas(1)	0.64	0.56
Chii(1)	0.82	0.88
Chim(3)	0.83	0.81
Chiv(4)	0.77	0.67
Fagm(4)	0.92	0.97
FAG(3)	0.98	0.99
FAG(1)	1.00	0.95
Fre(3)	0.45	0.31
Fre(1)	0.30	0.33
Fre(4)	0.42	0.41
Lej(3)	0.86	0.84
Lej(4)	0.86	0.95
Lejm(1)	0.85	0.81
Mce(3)	0.71	0.71
Mce(1)	0.47	0.60
Mcem(4)	0.69	0.67
Mpa(1)	0.29	0.15
Mpa(4)	0.33	0.38
Par(3)	0.42	0.36
Parm(1)	0.95	0.89
Rig(4)	1.02	0.99
Rig(1)	0.84	0.83
Ris(3)	0.54	0.75
VCA(3)	0.83	0.92
VCA(1)	0.88	0.88
Vcam(4)	0.84	0.87

I codici delle stazioni (COD) sono stati così costituiti: le prime tre lettere = iniziali abbreviate del fiume; ove le stazioni sono state differenziate m=monte, i= intermedio, v= valle; il numero tra le parentesi indica la stagione di campionamento: (1) = primavera; (3) = autunno; (4) = inverno

Nella Figura 31 viene inoltre riportata in grafico la matrice di correlazione tra i valori ICM e gli assi di variazione. Dal grafico si nota come l'indice ICM presenti il più alto coefficiente di correlazione ($r = -0.94$) tra tutte le metriche utilizzate, garantendo una classificazione, oltre che in linea con i principi della Direttiva comunitaria, coerente con il primo asse che, ricordiamo, rappresenta la qualità dell'acqua (Tabella 35, Figure 29 e 30).

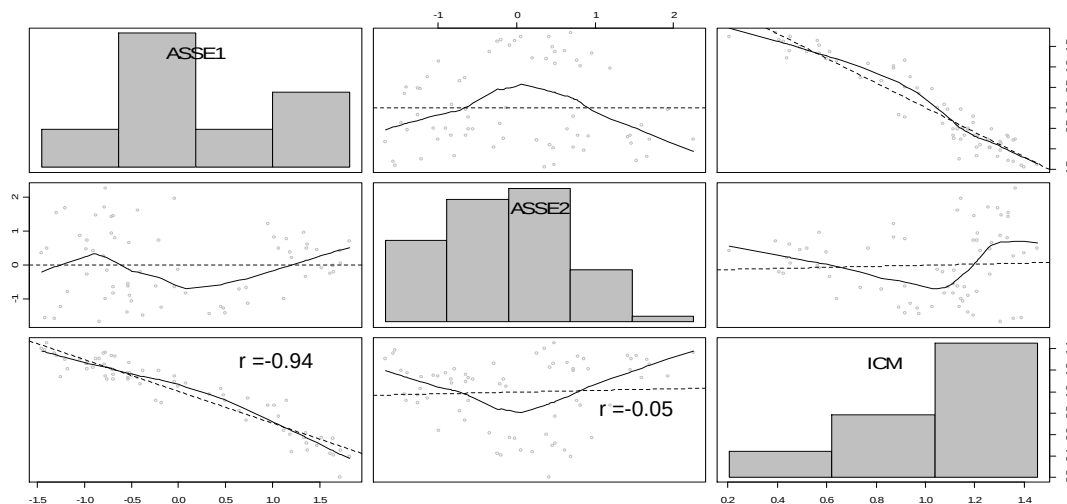


Figura 31. Matrice di correlazione tra l'indice sintetico ICM e gli assi di variazione con indicato il coefficiente di correlazione (r- Pearson)

Nella Tabella 41 vengono riportati i valori dell'ICM per ciascuna stazione, suddivisi nelle classi di qualità secondo i valori soglia utilizzati durante il processo di intercalibrazione. Nei grafici 32, 33, 34 sono invece riportati i valori ICM (mantenendo separata la classificazione ottenuta dai campioni prelevati nell'area di pool da quelli nell'area di riffle) e il numero dei siti suddivisi nelle classi di qualità per ciascuna stagione di campionamento (Autunno, Inverno, Primavera).

Tabella 41. Valori Indce sintetico ICM e classificazione dei siti

	Pool			Riffle		
COD	ICM	Classe	Stato	ICM	Classe	Stato
Acq(3)	0.79	4	BUONO	0.87	4	BUONO
Acqm(4)	0.80	4	BUONO	0.65	3	MODERATO
Arlm(4)	0.93	4	BUONO	0.78	4	BUONO
ARL(3)	0.98	5	ELEVATO	1.02	5	ELEVATO
ARL(1)	0.96	4	BUONO	0.92	4	BUONO
Arlv(4)	0.89	4	BUONO	1.06	5	ELEVATO
Cas(3)	0.44	2	SCARSO	0.32	2	SCARSO
Cas(4)	0.64	3	MODERATO	0.67	3	MODERATO
Cas(1)	0.64	3	MODERATO	0.56	3	MODERATO
Chii(1)	0.82	4	BUONO	0.88	4	BUONO
Chim(3)	0.83	4	BUONO	0.81	4	BUONO
Chiv(4)	0.77	4	BUONO	0.67	3	MODERATO
Fagm(4)	0.92	4	BUONO	0.97	4	BUONO
FAG(3)	0.98	5	ELEVATO	0.99	5	ELEVATO
FAG(1)	1.00	5	ELEVATO	0.95	4	BUONO
Fre(3)	0.45	2	SCARSO	0.31	2	SCARSO
Fre(1)	0.30	2	SCARSO	0.33	2	SCARSO
Fre(4)	0.42	2	SCARSO	0.41	2	SCARSO
Lej(3)	0.86	4	BUONO	0.84	4	BUONO
Lej(4)	0.86	4	BUONO	0.95	4	BUONO
Lejm(1)	0.85	4	BUONO	0.81	4	BUONO
Mce(3)	0.71	3	MODERATO	0.71	3	MODERATO
Mce(1)	0.47	2	SCARSO	0.60	3	MODERATO
Mcem(4)	0.69	3	MODERATO	0.67	3	MODERATO
Mpa(1)	0.29	2	SCARSO	0.15	1	CATTIVO
Mpa(4)	0.33	2	SCARSO	0.38	2	SCARSO
Par(3)	0.42	2	SCARSO	0.36	2	SCARSO
Parm(1)	0.95	4	BUONO	0.89	4	BUONO
Rig(4)	1.02	5	ELEVATO	0.99	5	ELEVATO
Rig(1)	0.84	4	BUONO	0.83	4	BUONO
Ris(3)	0.54	3	MODERATO	0.75	4	BUONO
VCA(3)	0.83	4	BUONO	0.92	4	BUONO
VCA(1)	0.88	4	BUONO	0.88	4	BUONO
Vcam(4)	0.84	4	BUONO	0.87	4	BUONO

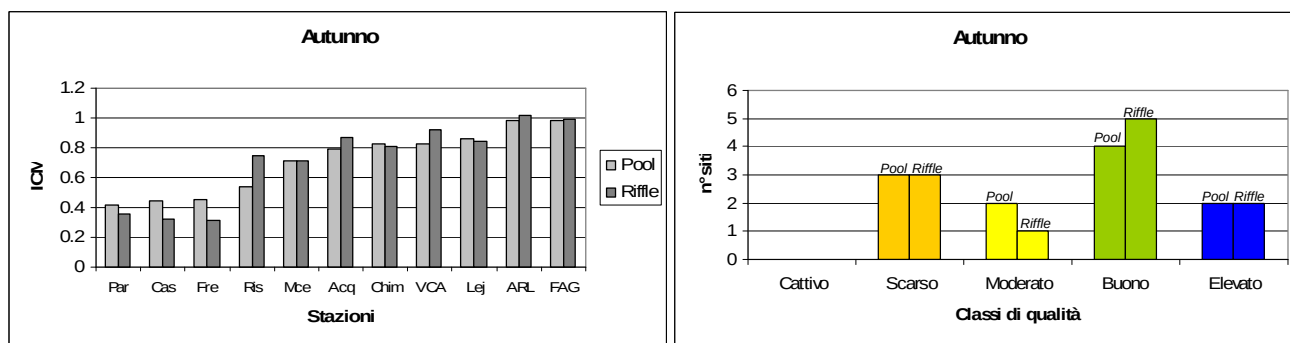


Figura 32. Valori ICM per la stagione Autunno e numero di siti nelle diverse classi di qualità

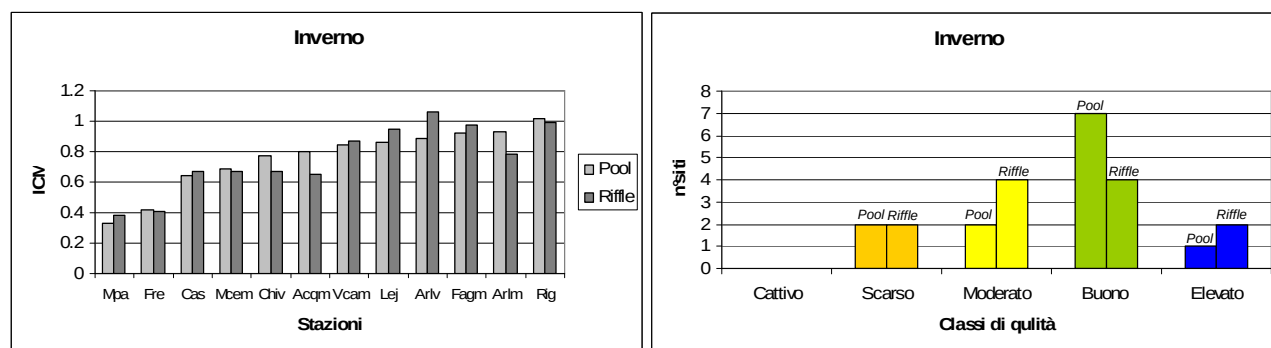


Figura 33. Valori ICM per la stagione Inverno e numero di siti nelle diverse classi di qualità

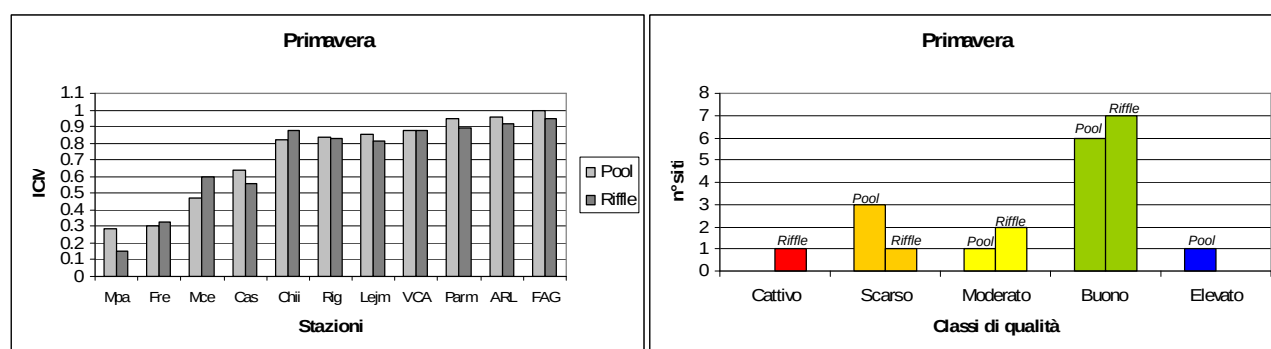


Figura 34. Valori ICM per la stagione Primavera e numero di siti nelle diverse classi di qualità

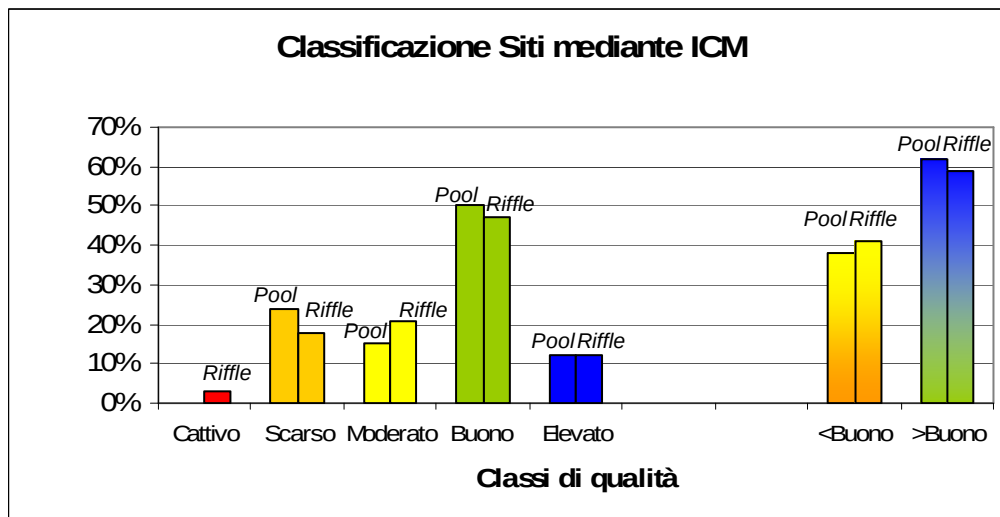


Figura 35. percentuali di siti nelle diverse classi di qualità

Nel grafico riportato in Figura 35 sono riportate le percentuali complessive dei siti suddivisi nelle 5 classi di qualità e le percentuali dei siti inferiori allo stato buono e quelle superiori. Dal grafico si evince che, secondo la classificazione ottenuta, circa il 60% dei siti analizzati si trova in una condizione corrispondente allo stato Buono e/o Elevato, mentre il 40% dei siti richiede attenzione e approfondimento di analisi, per investigare quali forme di disturbo determinino uno stato ecologico inferiore. Inoltre si può osservare graficamente che non vi sono differenze tra la classificazione ottenuta nell'area di riffle con quella ottenuta nell'area di pool. I risultati del T-Test, riportati nella Tabella 42, confermano questa ipotesi ($p = 0.92$).

Tabella 42. Risultati del T-test, tra la classificazione ottenuta nei siti Pool e quella ottenuta nei siti Riffle

Campioni	Pool	Riffle
N:	34	34
Mean:	0.733	0.728
Var.:	0.049	0.059
Test	Valore t	P(value) =
	0.08	0.929

Riassumendo, per avere un quadro generico dello stato di qualità dei piccoli fiumi Vulcanici della Tuscia, oggetto di studio, sono riportate nella Tabella 43 le percentuali di classi di qualità ottenute per ciascun corpo idrico, sommando i dati nelle diverse stagioni e nelle due aree di campionamento (pool e riffle). Nel grafico rappresentato nella figura 36 sono espresse le percentuali di classi ottenute per ciascun corpo idrico analizzato. Nella Tabella 44 e nel grafico in Figura 37 è invece riportata la classificazione complessiva ottenuta considerando i valori medi dell'Indice ICM dati dalla somma di tutti i siti per stagione e per mesohabitat.

Tabella 43. Percentuali di classificazione nelle diverse classi ottenute per ciascun corpo idrico analizzato sommando i dati ottenuti nelle diverse stagioni e nelle due aree di campionamento (pool e riffle)

	CATTIVO	SCARSO	MODERATO	BUONO	ELEVATO
Acquarella	0%	0%	25%	75%	0%
ARLENA	0%	0%	0%	60%	40%
Castello	0%	30%	70%	0%	0%
Chiaro	0%	0%	17%	83%	0%
FAGGETA	0%	0%	0%	50%	50%
Freddano	0%	100%	0%	0%	0%
Leja	0%	0%	0%	100%	0%
Mola Celeno	0%	20%	80%	0%	0%
Mole Paranza	25%	75%	0%	0%	0%
Paranza	0%	100%	0%	0%	0%
Paranzamonte	0%	0%	0%	100%	0%
Rigomero	0%	0%	0%	50%	50%
Risiere	0%	0%	50%	50%	0%
Valle Canale	0%	0%	0%	100%	0%

Tabella 44. Valori medi di ICM ottenuti dalla somma di tutti i siti per stagione e per mesohabitat

Corpi idrici	ICM (valor medio)	Classe di Qualità
Mole Paranza	0.29	Scarso
Freddano	0.37	Scarso
Paranza	0.39	Scarso
Castello	0.55	Moderato
Mola Celeno	0.64	Moderato
Risiere	0.65	Moderato
Acquarella	0.78	Buono
Chiaro	0.80	Buono
Arlena monte	0.85	Buono
Leja	0.86	Buono
Valle Canale	0.87	Buono
Paranza monte	0.92	Buono
Rigomero	0.92	Buono
Faggeta	0.97	Elevato
Arlena	0.97	Elevato

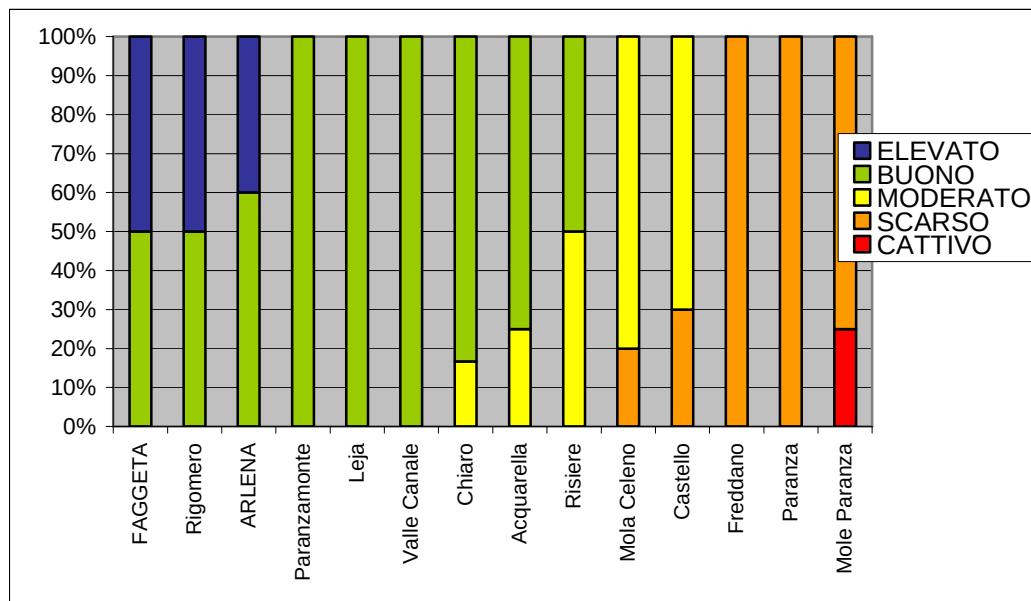


Figura 36. Percentuali di classi ottenute per ciascun corpo idrico analizzato sommando i dati ottenuti

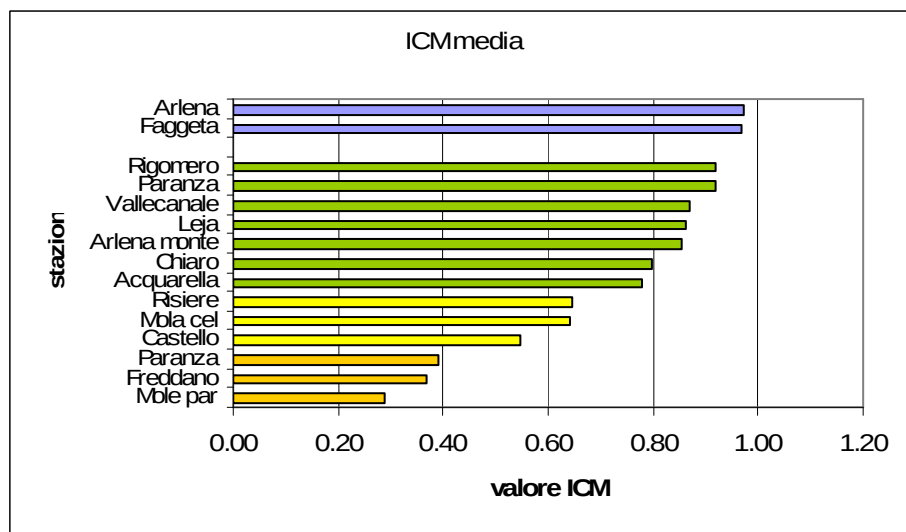


Figura 37. Classificazione complessiva dei fiumi ottenuta mediante i valori medi di ICM complessivi nelle diverse stagioni e nelle due aree di campionamento (pool e riffle)

6.5 I piccoli fiumi vulcanici: analisi delle stazioni e della comunità macrobentonica

Sulla base dei dati faunistici quantitativi (numero di individui al m²) si è proceduto all'utilizzo di tecniche di ordinamento mediante analisi multivariata, con la finalità di individuare dei gruppi di stazioni omogenee per composizione faunistica al fine di poter evidenziare la comunità tipica dei fiumi vulcanici. A tale proposito sono state effettuate in parallelo l'Analisi delle componenti Principali, i cui risultati sono già stati anticipati nel paragrafo precedente (Figura 28. Tabella 34), ma che riportiamo nuovamente in grafico nella Figura 38, con evidenziati i gruppi di stazione, e l'analisi delle Cluster, riportata nel grafico nella Figura 39.



Figura 38. Analisi delle Componenti Principali (in ascissa e in ordinata sono rappresentati rispettivamente l'asse 1 e 2 della PCA)

Ad eccezione di piccole e non sostanziali differenze, dalle due analisi di ordinamento vengono evidenziati lo stesso numero di gruppi di stazioni, riassumibili nei seguenti gruppi:

- Gruppo 1 (evidenziato con il colore blue)
- Gruppo 2a (evidenziato con il colore verde)
- Gruppo 2b (evidenziato con il colore giallo)
- Gruppo 3 (evidenziato con il colore rosso-arancio)

Tali gruppi sono stati utilizzati per evidenziare la struttura di comunità in termini di abbondanze e andamento dei taxa più rappresentativi. Nella Tabella 45 viene riportato l'elenco dei siti e il gruppo di appartenenza

Tabella 45. Elenco dei siti e il gruppo di appartenenza ottenuto mediante le tecniche di ordinamento dati (PCA e Cluster analysis).

Corp. idr.	COD	Gruppo
Faggeta	Fagm(4), FAG(3), FAG(1)	Gruppo1
Valle Canale	VCA(3), VCA(1), Vcam(4)	
Arlena	Arlm(4), ARL(3), ARL(1), Arlv(4)	
Paranza	Parm(1)	
Chiaro	Chii(1), Chim(3)	Gruppo2a
Leja	Lej(3), Lej(4), Lejm(1)	
Rigomero	Rig(4), Rig(1)	
Chiaro Valle	Chiv(4)	Gruppo2b
Acquarella	Acq(3), Acqm(4)	
Risiere	Ris(3)	
Mola Celleno	Mce(3), Mce(1), Mcem(4)	
Castello	Cas(3), Cas(4), Cas(1)	Gruppo3
Paranza	Par(3)	
Mole Paranza	Mpa(1), Mpa(4)	
Freddano	Fre(3), Fre(1), Fre(4)	

I codici delle stazioni (COD) sono stati così costituiti: le prime tre lettere = iniziali abbreviate del fiume; ove le stazioni sono state differenziate m=monte, i= intermedio, v= valle; il numero tra le parentesi indica la stagione di campionamento: (1) = primavera; (3) = autunno; (4) = inverno

Per ciascuno di essi sono state calcolate le percentuali di abbondanza dei differenti Ordini o Classi di macroinvertebrati presenti. Nella Tabella 46 ne vengono riportate le percentuali di abbondanza relativa, mentre le Figure 40 e 41 rappresentano graficamente le differenti composizioni faunistiche che caratterizzano ciascun gruppo.

Tabella 46. percentuali di abbondanza relativa per ciascun gruppo individuato dalle tecniche di ordinamento

	Gruppo 1	Gruppo 2a	Gruppo 2b	Gruppo 3
Altri PLECOTTERI	3.2%	2.4%	7.8%	0.0%
Leuctra	7.9%	11.6%	1.4%	0.0%
Altri TRICOTTERI	5.3%	6.3%	3.6%	0.2%
Hydropsychae	3.4%	3.4%	12.1%	1.2%
Altri EFEMEROTTERI	32.9%	20.6%	23.4%	1.7%
B.rhodani	3.2%	4.0%	4.8%	7.8%
B.bucерatus	0.0%	0.4%	0.3%	0.8%
COLEOTTERI	4.7%	2.8%	2.2%	0.0%
ODONATI	1.0%	1.7%	0.8%	0.2%
Altri DITTERI	1.8%	1.1%	1.5%	0.2%
Chironomidae	5.3%	4.3%	13.3%	41.3%
Simuliidae	2.0%	1.5%	2.7%	37.2%
ETEROTTERI	0.0%	0.0%	0.1%	0.0%
CROSTACEI	16.4%	34.2%	6.4%	0.9%
TRICLADI	2.6%	3.6%	1.7%	0.1%
GAST+BIV	8.0%	1.2%	2.1%	0.0%
IRUDINEI	0.0%	0.1%	1.7%	0.7%
Altri OLIGOCHETI	0.7%	0.4%	0.8%	0.5%
Tubificidae	0.6%	0.1%	9.0%	1.4%
Naididae	0.7%	0.3%	4.5%	5.6%
ALTRI				
Sialidae	0.1%	0.0%	0.0%	0.0%
Mermithidae	0.0%	0.0%	0.0%	0.1%

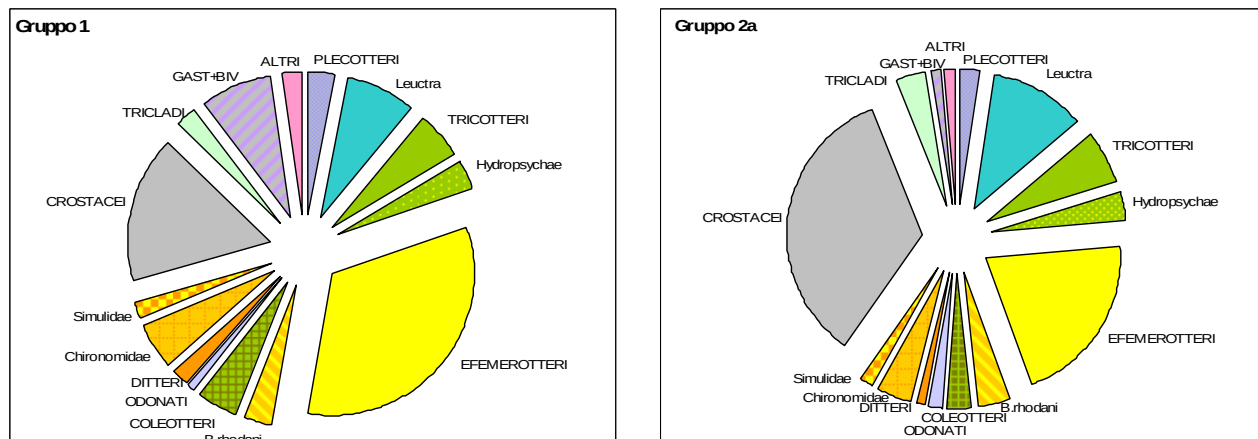


Figura 40. Composizione faunistica dei gruppi 1 e 2a

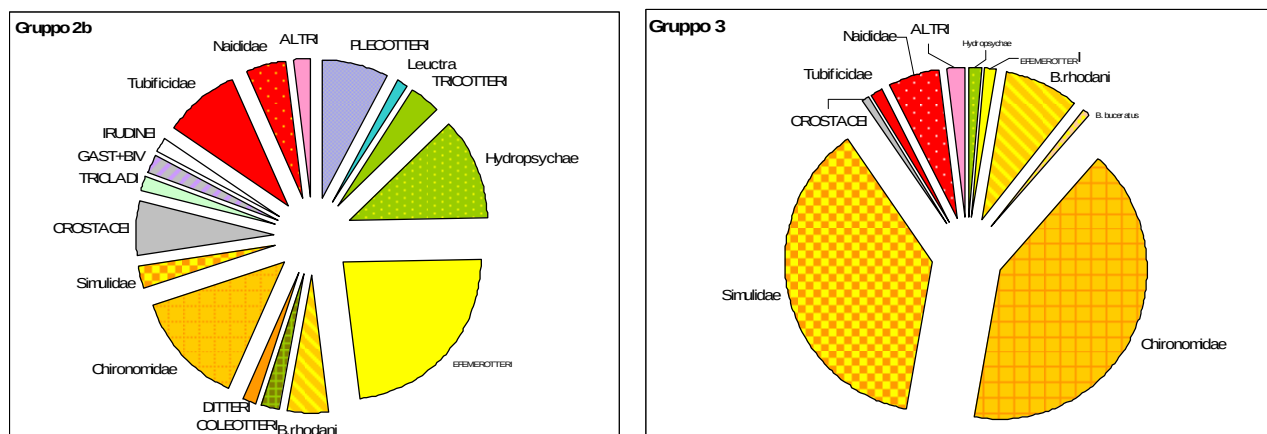


Figura 41 Composizione faunistica dei gruppi 2b e 3

Nei grafici, rappresentati nelle Figure 42, 43 e 44, vengono riportati l'andamento di alcuni Ordini, Classi e Taxa, scelti per le loro valenze ecologiche conosciute in letteratura (grado di sensibilità o tolleranza all'inquinamento).

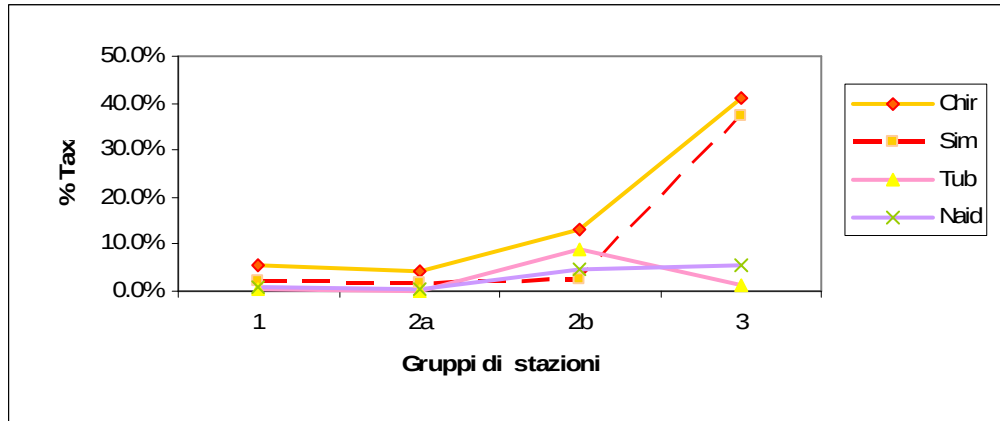


Figura 42 Andamento di alcune famiglie tra Ditteri e Oligocheti ritenute tra le più tolleranti all'inquinamento (DITTERI: Chir = Chironomidae, Sim = Simuliidae; OLIGOCHETI: Tub = Tubificidae, Naid = Naididae)

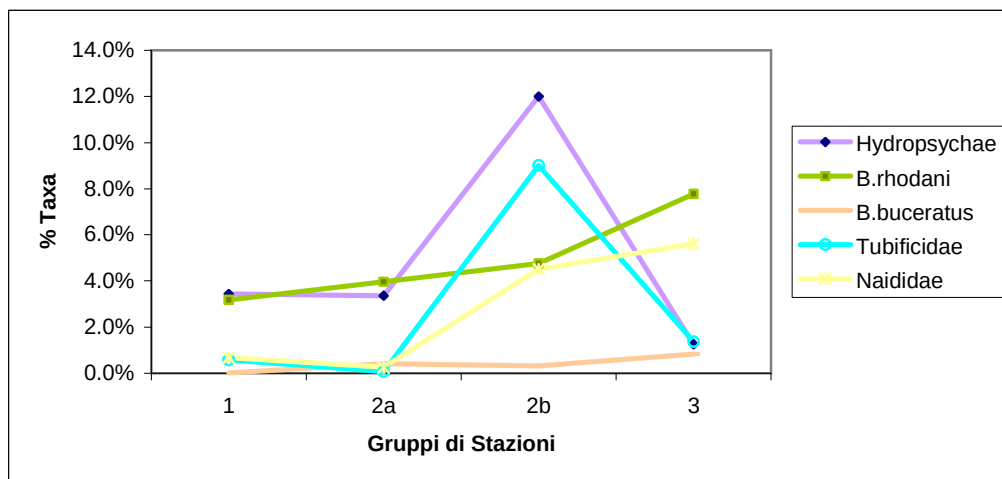


Figura 43 Andamento di alcuni taxa generalisti e tolleranti (TRICOTTERI: Hydropsychidae, EFEMEROTTERI: Baetis rhodani, Baetis buceratus; OLIGOCHETI: Tubificidae, Naididae)

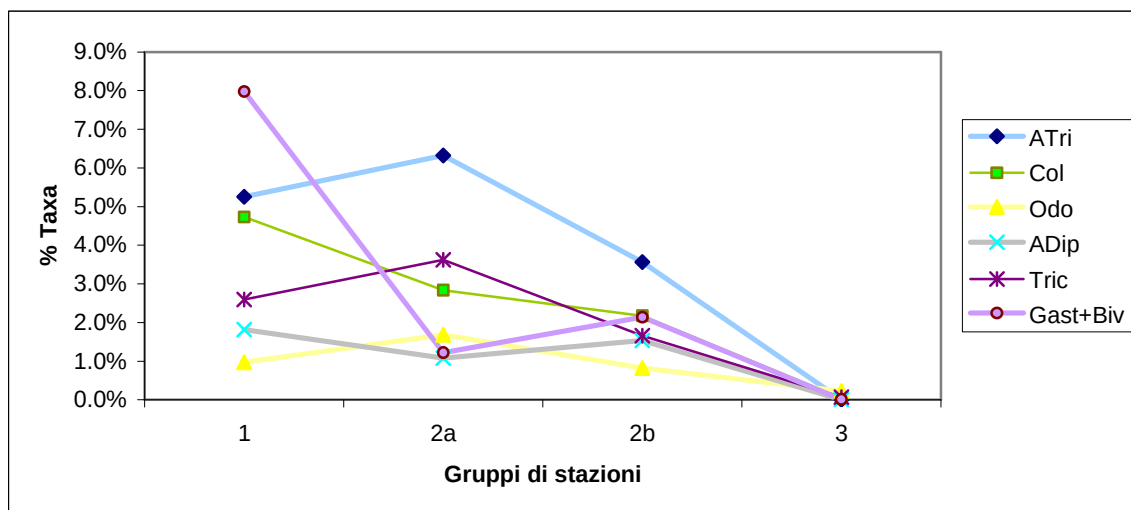


Figura 44. Andamento di alcune Classi o Ordini di macroinvertebrati (ATri= Altri TRICOTTERI eccetto Hydropsychidae; Col = COLEOTTERI; Odo = ODONATI; ADip = Altri Ditteri eccetto Chironomidae e Simuliidae; Tric = TRICLADI; Gast+Biv = GASTEROPODI+BIVALVI)

Per ciascun gruppo infine sono stati calcolati i valori medi dell'ICM in Pool e in Riffle. Nella tabella 47 vengono riportati i valori e le relative classi di qualità per ciascun gruppo.

Tabella 47. Valori Indce sintetico ICM e classificazione dei siti

ICM	pool	riffle	Stato
Gruppo1	0.92	0.93	Buono
Gruppo2a	0.87	0.87	Buono
Gruppo2b	0.68	0.70	Moderato
Gruppo3	0.44	0.39	Scarso

6.6 I piccoli fiumi vulcanici: caratteristiche idromorfologiche, fisiche e biologiche

Questa parte di risultati ha la finalità di evidenziare le caratteristiche fisiche e biologiche che rendono peculiari gli ambienti dei piccoli fiumi vulcanici, focalizzando l'attenzione in particolare sulle caratteristiche idromorfologiche.

L'analisi è stata effettuata a diversa scala di osservazione:

- Tratto Fluviale (500m). E' stato analizzato il carattere lentico-lotico dei fiumi vulcanici e i dati sono relativi all'indice LRD derivato dall'analisi idromorfologica, mediante applicazione del CARAVAGGIO.
- Mesohabitat (Riffle e Pool). Sono state messe a confronto in particolare le velocità ed i tipi di flusso rilevati durante la procedura di campionamento (vedi apposita scheda di campionamento in Appendice 2).
- Microhabitat. Sono stati confrontati i microhabitat campionati nelle due diverse aree di campionamento (si ricorda che per area sono state effettuate 10 repliche di raccolta per il macrobenthos, eseguendo un campionamento multihabitat proporzionale).
- Comunità Macrobentonica. Sono state analizzate, con l'Analisi delle Componenti Principali (PCA), le comunità derivate dal campionamento in Pool con quelle in Riffle. Sono state inoltre confrontate i numeri di occorrenza di ciascun taxon nei siti sia in Pool che nel Riffle.

L'analisi è stata volta ad evidenziare l'eventuale presenza di differenze strutturali in grado di influenzare la struttura di comunità macrobentonica.

L'obiettivo finale è stato quello di fornire indicazioni sulle comunità macrobentoniche delle due aree e, sulla base dei risultati ottenuti, dare indicazioni sulla localizzazione dei campionamenti.

6.6.1 Tratto Fluviale

Per avere un quadro generale sul carattere lentico-lotico, i valori dell'LRD vengono presentati suddivisi nei 4 gruppi di stazioni precedentemente individuati (Tabella 45).

Nella tabella 48 sono riportati i valori di LRD per ciascuna stazione e la media calcolata nei diversi gruppi.

Il grafico riportato in figura 45 rappresenta il Box Plot dei valori LRD per gruppo.

Tabella 48. Valori LRD calcolati per ogni singola stazione e per gruppo di stazioni individuato dalle precedenti analisi di ordinamento (Figure 37 e 38, Tabelle 41 e 42)

Gr1	LRD	Gr2a	LRD	Gr2b	LRD	Gr3	LRD	Gruppo	LRD media
Arlm(4)	33.5	Chii(1)	6	Chiv(4)	-2.75	Cas(3)	10.25	Gr1	7.63
ARL(3)	-10.5	Chim(3)	-15.18	Acq(3)	-2.75	Cas(4)	-3.66	Gr2a	-0.91
ARL(1)	-16	Lej(3)	-1.25	Acqm(4)	-3.96	Cas(1)	0	Gr2b	-4.73
Ariv(4)	-28.08	Lej(4)	2.5	Ris(3)	2.37	Mpa(1)	13.75	Gr3	-5.22
Fagm(4)	51	Lejm(1)	2.5	Mce(3)	-19.25	Mpa(4)	-13.25		
FAG(3)	16	Rig(4)	-0.5	Mce(1)	-4.75	Par(3)	2		
FAG(1)	6.75	Rig(1)	-0.5	Mcem(4)	-2.05	Fre(3)	-18.6		
VCA(3)	1.25					Fre(1)	-12.25		
VCA(1)	22					Fre(4)	-25.25		
Vcam(4)	13.33								
Parm(1)	-5.25								

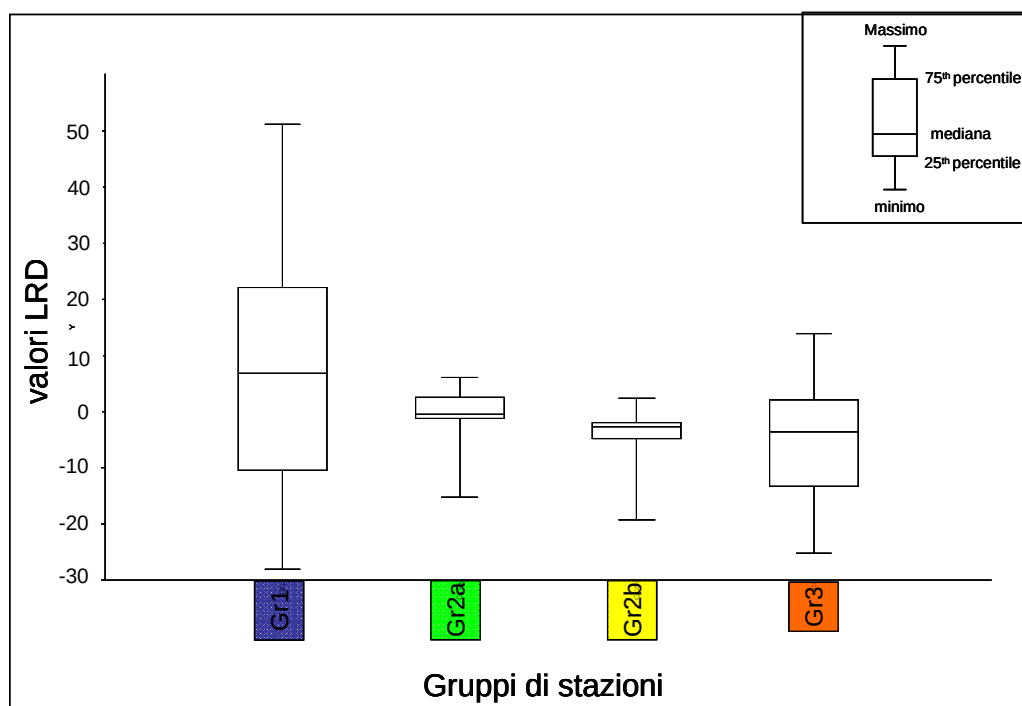


Figura 45. Box Plot dei valori LRD calcolati per gruppo di stazioni

6.6.2 Mesohabitat

Nella tabella 49 vengono riportate le velocità medie e le profondità medie stimate durante la procedura di campionamento nelle due aree Riffle e Pool e sull'intero sito.

Tabella 49. Velocità e profondità stimate per sito di analisi

Cod	Vmean_R	Vmean_P	Vmean_T	Dmean_R	Dmean_P	Dmean_T
Acq (3)	54.4	42.6	48.5	14.5	20	17.25
Acqm(4)	27.4	9.1	18.25	14	6.7	10.35
Arlm(4)	26	5	15.5	7.6	16.3	11.95
ARL(3)	65.8	14	39.9	8.7	15.1	11.9
ARL(1)	23	3.3	13.15	10.5	12.2	11.35
Arlv(4)	26	8.2	17.1	4.7	19.1	11.9
Cas(3)	75.6	12.3	43.95	6.7	10.5	8.6
Cas(4)	17.3	12.1	14.7	5.9	9.9	7.9
Cas(1)	13.3	6	9.65	4.4	7.9	6.15
Chii(1)	28.9	12.1	20.5	7.8	14.8	11.3
Chim(3)	56.5	32.2	44.35	12.5	11.8	12.15
Chiv(4)	64.5	17	40.75	11	14.6	12.8
Fagm(4)	19.5	0.7	10.1	3.7	11.4	7.55
FAG(3)	42.9	2.6	22.75	7.3	12.5	9.9
FAG(1)	14.4	3.6	9	4.6	4.7	4.65
Fre(3)	45	37	41	14.6	19.9	17.25
Fre(1)	30.9	10.8	20.85	11	16	13.5
Fre(4)	32.4	11.5	21.95	12.7	13.6	13.15
Lej(3)	54.5	28	41.25	12	16.9	14.45
Lej(4)	24.6	14.1	19.35	5.7	7.7	6.7
Lejm(1)	16.7	5.7	11.2	4.7	4	4.35
Mce(3)	54.6	18.2	36.4	6.6	4.6	5.6
Mce(1)	23.3	8.7	16	5.9	6.6	6.25
Mcem(4)	18.2	14.1	16.15	14.4	10.8	12.6
Mpa(1)	23.7	3.5	13.6	4	12.1	8.05
Mpa(4)	25	8	16.5	8.9	10.4	9.65
Par(3)	47.3	30	38.65	11.3	10.5	10.9
Parm(1)	22.1	7.3	14.7	2.9	4.5	3.7
Rig(4)	35.2	19.3	27.25	12.6	11	11.8
Rig(1)	29.8	8.9	19.35	14	13	13.5
Ris(3)	100	25.5	62.75	13.5	10.3	11.9
VCA(3)	50	5.2	27.6	4	9.2	6.6
VCA(1)	17.1	2.6	9.85	2.9	8.8	5.85
Vcam(4)	28	5.2	16.6	5.3	7.9	6.6

Vmean_R = velocità media stimata tra le 10 repliche campionate nell'area di riffle; Vmean_P = velocità media stimata tra le 10 repliche campionate nell'area di pool; Vmean_T = velocità media stimata tra le 20 repliche campionate nell'intero sito; Dmean_R = profondità media stimata tra le 10 repliche campionate nell'area di riffle; Dmean_P = profondità media stimata tra le 10 repliche campionate nell'area di pool; Dmean_T = profondità media stimata tra le 20 repliche campionate nell'intero sito; la velocità è espressa in cm/sec, mentre la profondità in cm

Durante il campionamento è stata compilata una scheda (riportata in Appendice 2), che prevedeva la valutazione di profondità, velocità e tipo di flusso per ciascuna replica campionata (in particolare si ricorda che sono state effettuate 10 repliche nell'area di Riffle e 10 nell'area di Pool). I valori riportati corrispondono pertanto alla media di 10 valutazioni per Mesohabitat, mentre quelli relativi all'Intero sito sono la media dei valori precedenti (Riffle e Pool).

Il grafico riportato nella Figura 46 rappresenta il Box Plot dei valori (min, Max, Mediana, 25 °e 75° percentile) delle velocità stimate per l'area di Riffle, di Pool e medie sull'Intero sito.

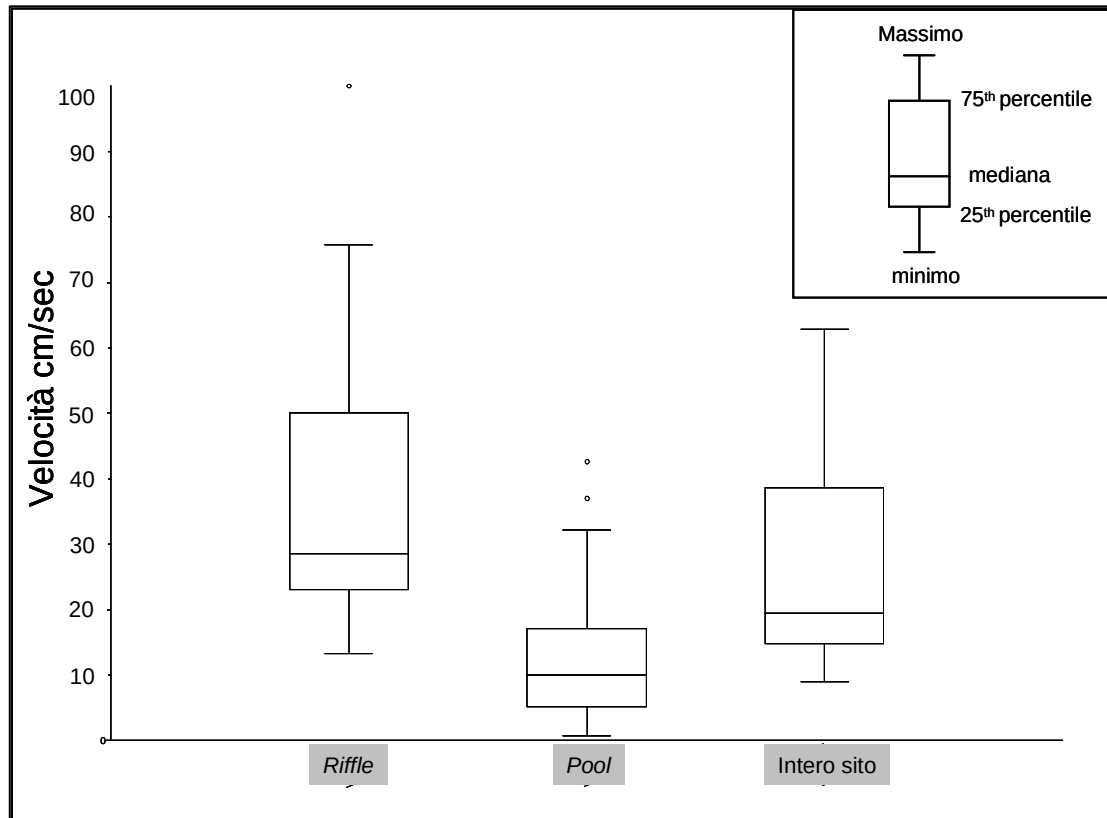


Figura 46. Box Plot delle velocità stimate per l'area di Riffle, di Pool e medie sull'Intero sito

E' stata calcolata la correlazione (r- Parson) tra la velocità media rilevata in Pool e quella rilevata nel Riffle, i risultati ($R = 0.58$) sono riportati nel grafico rappresentato nella figura 47.

Nella figura 48 sono invece riportate le percentuali di tipo di flusso valutati per ciascuna area di campionamento. Nella tabella 50 vengono invece riportati i valori medi di velocità calcolati nelle aree di Pool e Riffle per ciascuno dei gruppi di stazioni individuato nelle analisi precedenti.

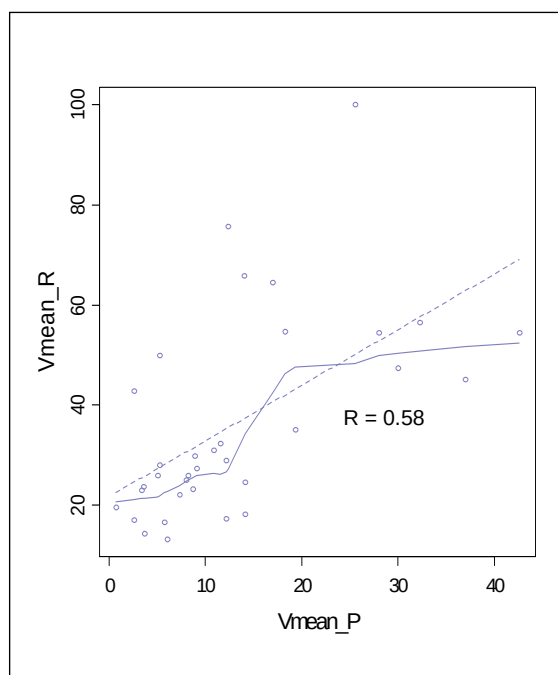


Figura 47. Correlazione tra la velocità media stimata in pool (Vmean_P) e quella stimata nel riffle (Vmean_R)

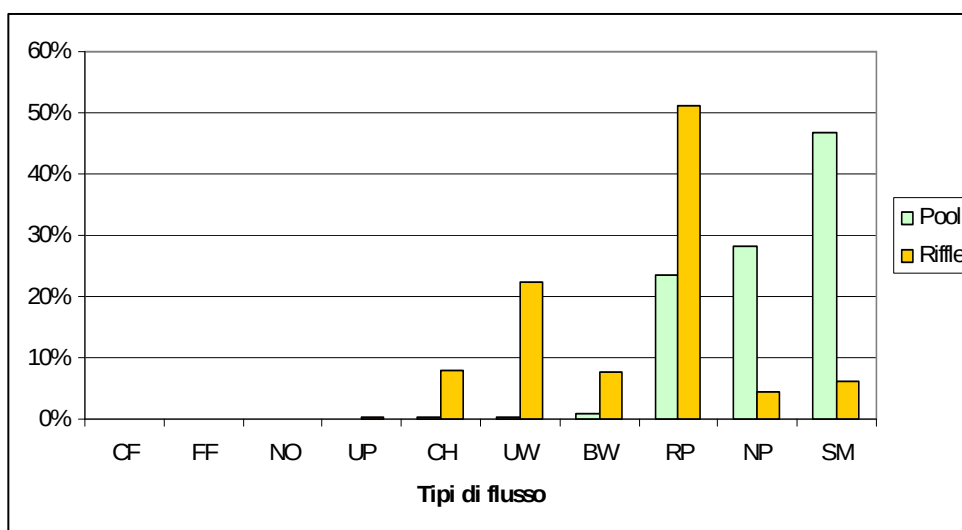


Figura 48. Percentuali di tipi di flusso individuati nelle due aree di campionamento

Tabella 50. valori medi di velocità e profondità per gruppo di stazioni

	Vmean_R	Vmean_P	Vmean_T	Dmean_R	Dmean_P	Dmean_T
Gr1	30.4	5.2	17.8	5.7	11.1	8.4
Gr2a	35.2	17.2	26.2	9.9	11.3	10.6
Gr2b	48.9	19.3	34.1	11.4	10.5	11.0
Gr3	34.5	14.6	24.5	8.8	12.3	10.6

6.6.3 Microhabitat

Nella Tabella 51 vengono riportati il numero di campioni raccolti nelle due aree nei differenti microhabitat inorganici, mentre nel grafico riportato nella Figura 49 sono rappresentate le percentuali di tutti i microhabitat campionati (Inorganici + Organici).

Tabella 51. Numero di campionai raccolti nelle due aree (riffle e pool) nei differenti microhabitat inorganici

TipoMicrohabitat	n° campioni Pool	n° campioni Riffle
ARG	0	5
PSA	48	6
AKA	67	17
MIC	57	51
MSO	42	94
MAC	9	51
MEG	26	15
Totale dei microhabitat inorganici a granulometria fina	172	79
Totale dei microhabitat inorganici a granulometria grossolana	77	160

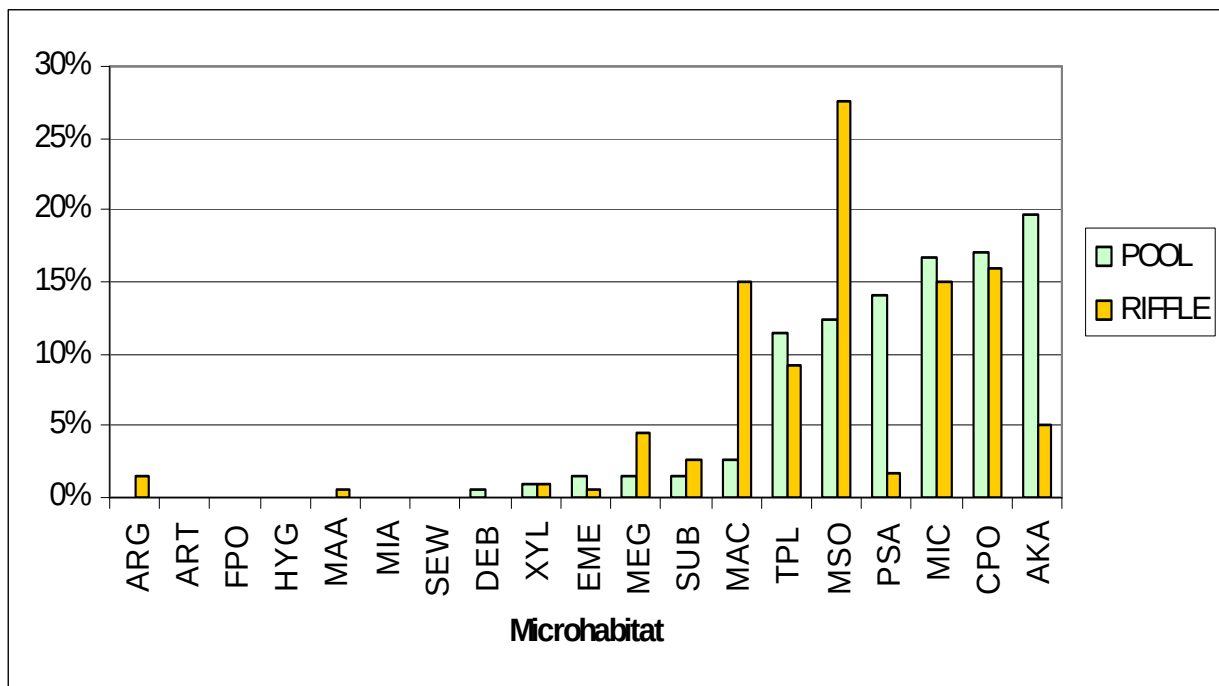


Figura 49. Percentuali di Microhabitat campionati nelle due aree Riffle e Pool

6.6.4 Comunità Macro bentonica

Per analizzare le eventuali differenze tra la comunità macrobentonica, individuata nell'area di riffle e nell'area di pool, si è proceduto utilizzando diverse analisi:

- Tecniche di ordinamento dati, attraverso l'analisi delle componenti principali (PCA)
- Applicazione di test di similarità tra campioni
- Analisi qualitativa (presenza, assenza e numero di occorrenza, nei siti di campionamento) dei taxa raccolti nelle due aree.

Nella tabella 52 vengono riportati i risultati dell'analisi in componenti principali (Figure 50 e 51) effettuate per ciascun gruppo di stazioni individuato (gruppo1, 2a, 2b, 3).

Tabella 52. Risultati delle analisi in componenti principali effettuate per ciascun gruppo di stazioni.

Risultati PCA	Asse1	Asse2	Asse3	Asse4
Autovalori (Gr1)	0.19	0.17	0.11	0.09
Percentuale cumulativa di varianza	19	36.3	47.8	57.2
Autovalori (Gr2a)	0.3	0.20	0.13	0.08
Percentuale cumulativa di varianza	30	50.8	64.3	72.6
Autovalori (Gr2b)	0.34	0.18	0.15	0.07
Percentuale cumulativa di varianza	34.7	53.2	68.9	75.9
Autovalori (Gr3)	0.28	0.18	0.11	0.09
Percentuale cumulativa di varianza	28.3	46.9	58.3	67.5

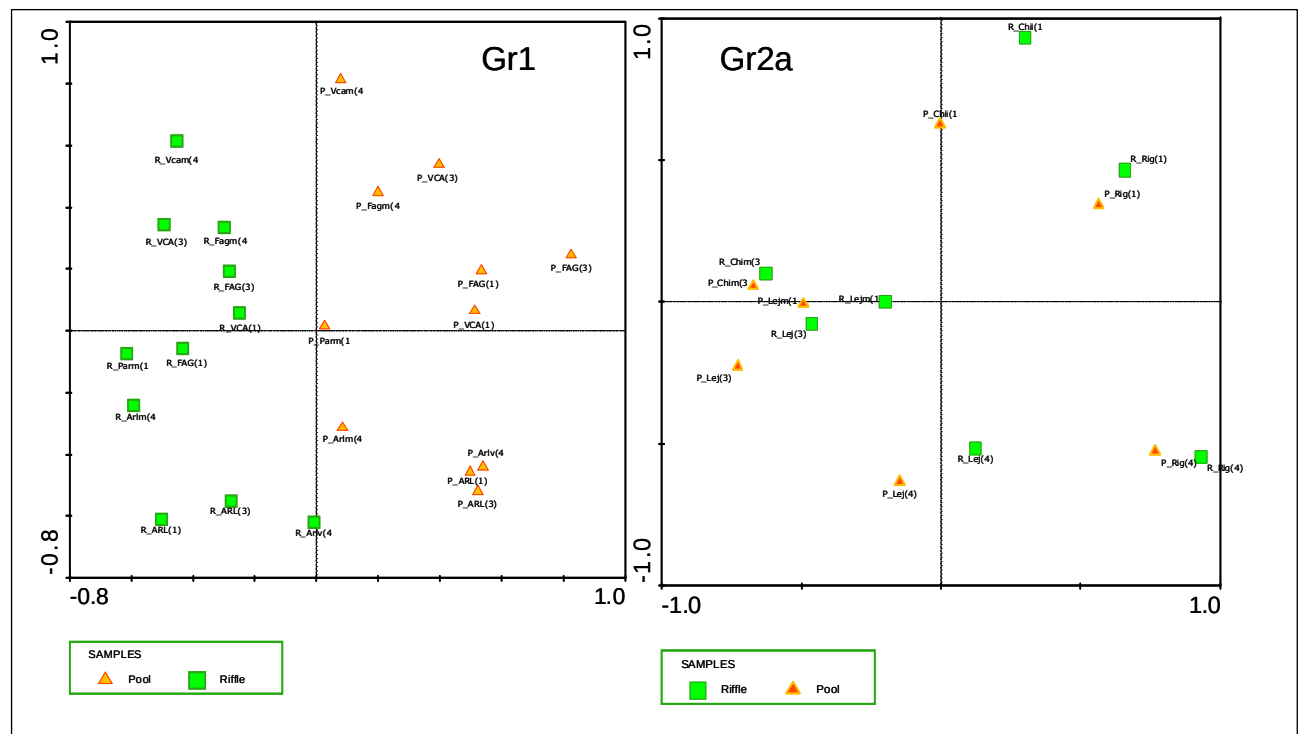


Figura 50. Analisi delle componenti principali per i gruppi 1 e 2b (in ascissa e in ordinata sono rappresentati rispettivamente l'asse 1 e 2 della PCA).

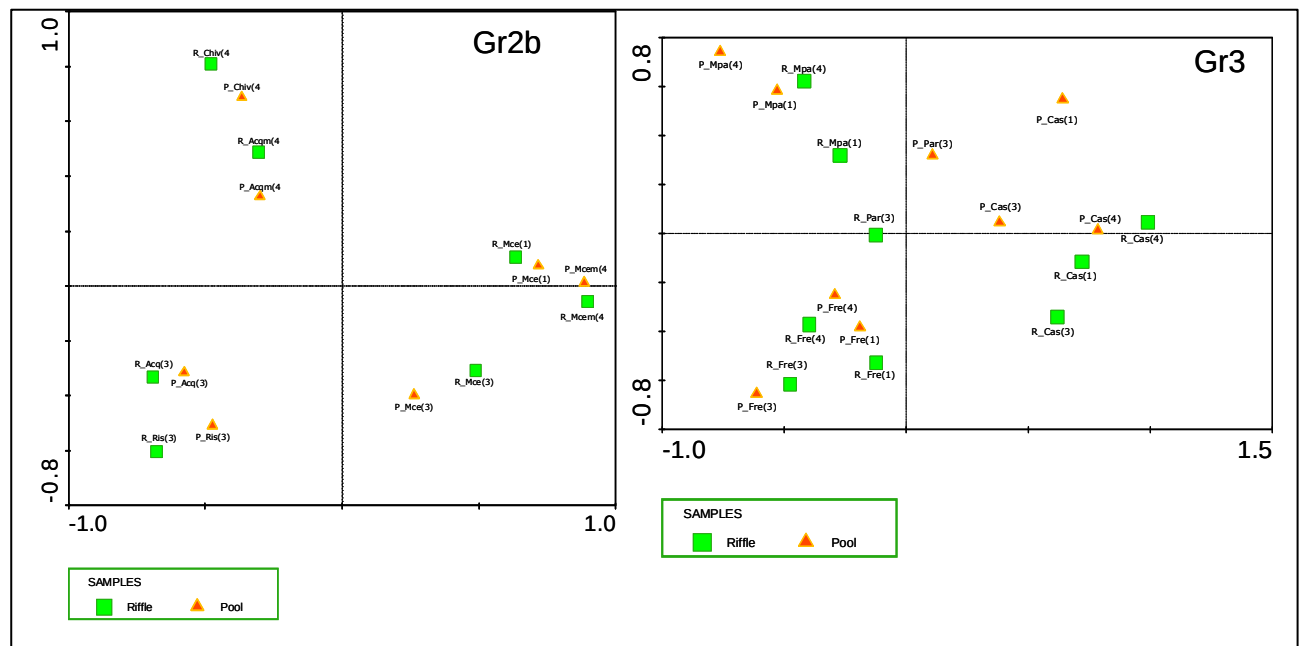


Figura 51. Analisi delle componenti principali per i gruppi 2b e 3 (in ascissa e in ordinata sono rappresentati rispettivamente l'asse 1 e 2 della PCA)

Nella Tabella 53 vengono riportati i risultati dei test di similarità (T-Test) effettuato sulle coordinate dei punti degli Assi di variazione (Asse1 e Asse2) delle quattro differenti PCA.

Tabella 53 Risultati dei test di similarità (T-Test) per ciascun gruppo di stazioni

T-Test	Gruppo 1	Gruppo 2a	Gruppo 2b	Gruppo 3
N	10p + 10r	7p + 7 r	7p + 7r	9p + 9r
Asse1 (p-value)	0.0003*	0.523 ^{n.s.}	0.906 ^{n.s.}	0.691 ^{n.s.}
Asse2 (p-value)	0.013*	0.691 ^{n.s.}	0.890 ^{n.s.}	0.321 ^{n.s.}

* = differenze significative; ^{n.s.} = differenze non significative

Nelle figure 52 – 53 vengono invece riportati i numeri di siti nei quali è stato ritrovato ciascun taxa, mantenendo separate le aree di riffle da quelle di pool per poter confrontare in termini di presenza e assenza le due comunità rilevate.

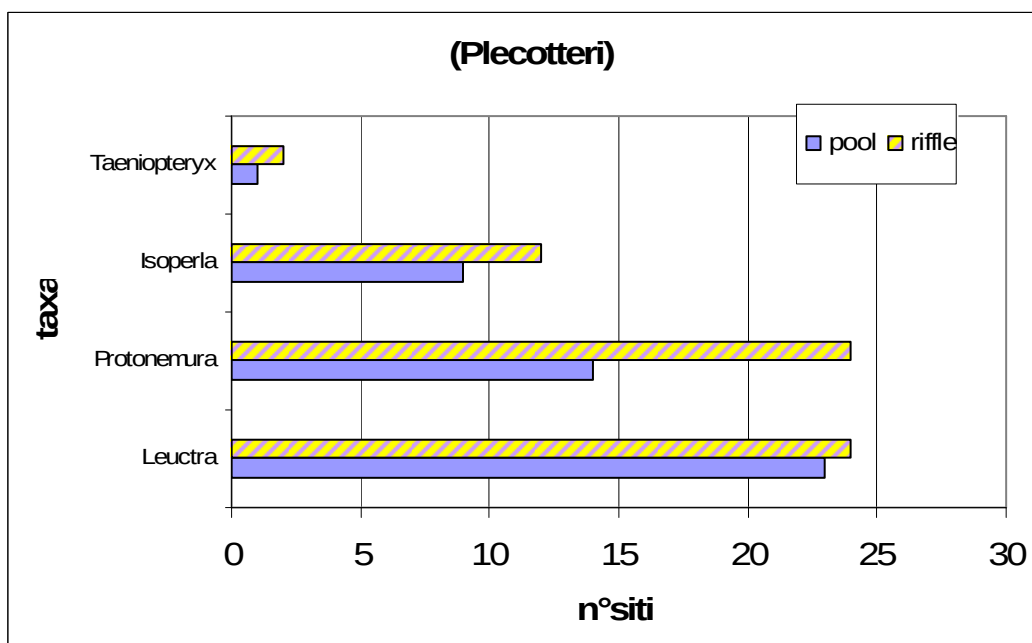


Figura 52. N° di siti in cui sono stati rilevati taxa appartenenti all' ordine dei Plecotteri

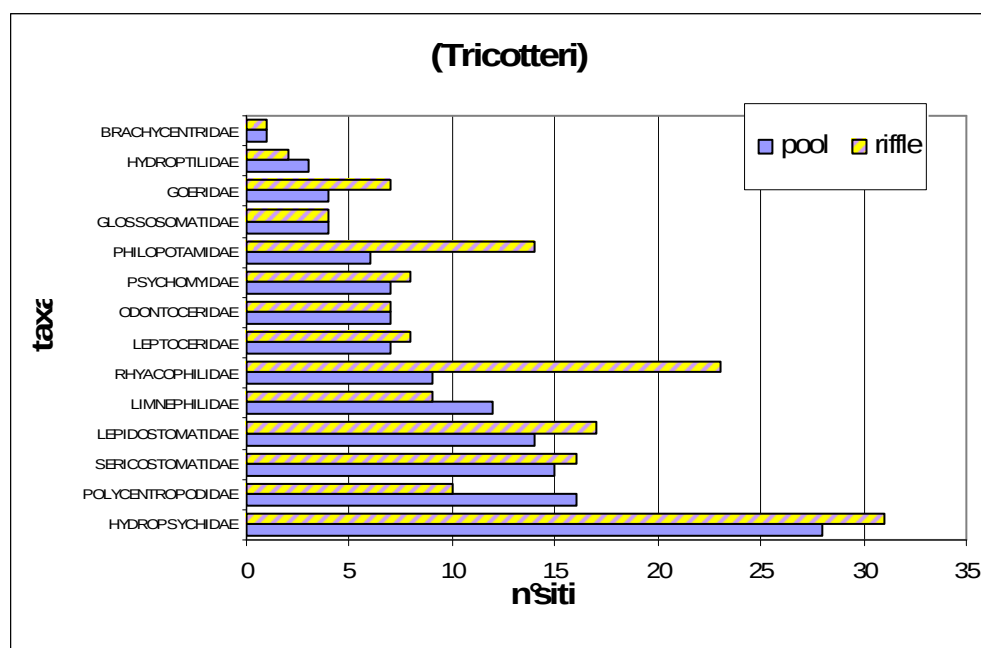


Figura 53. N° di siti in cui sono stati rilevati taxa appartenenti all' ordine dei Tricotteri

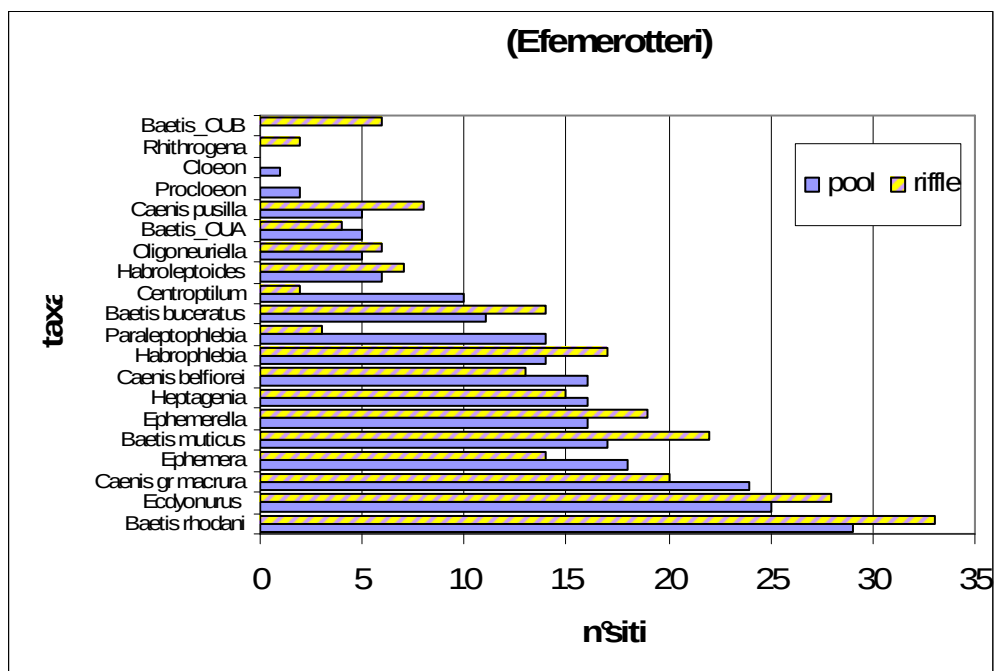


Figura 54. N° di siti in cui sono stati rilevati taxa appartenenti all'ordine degli Efemerotteri

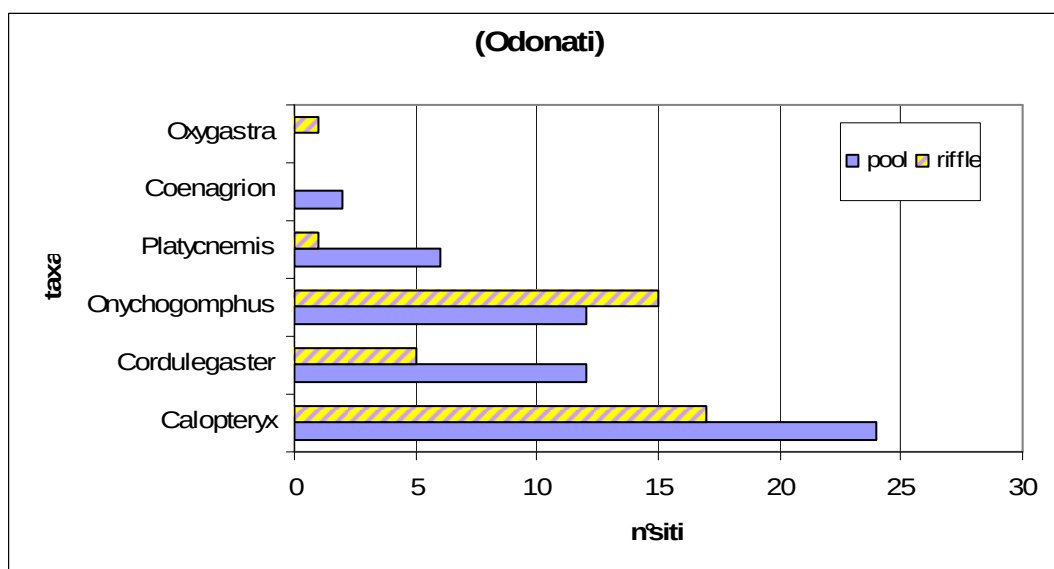


Figura 55. N° di siti in cui sono stati rilevati taxa appartenenti all'ordine dei Odonati

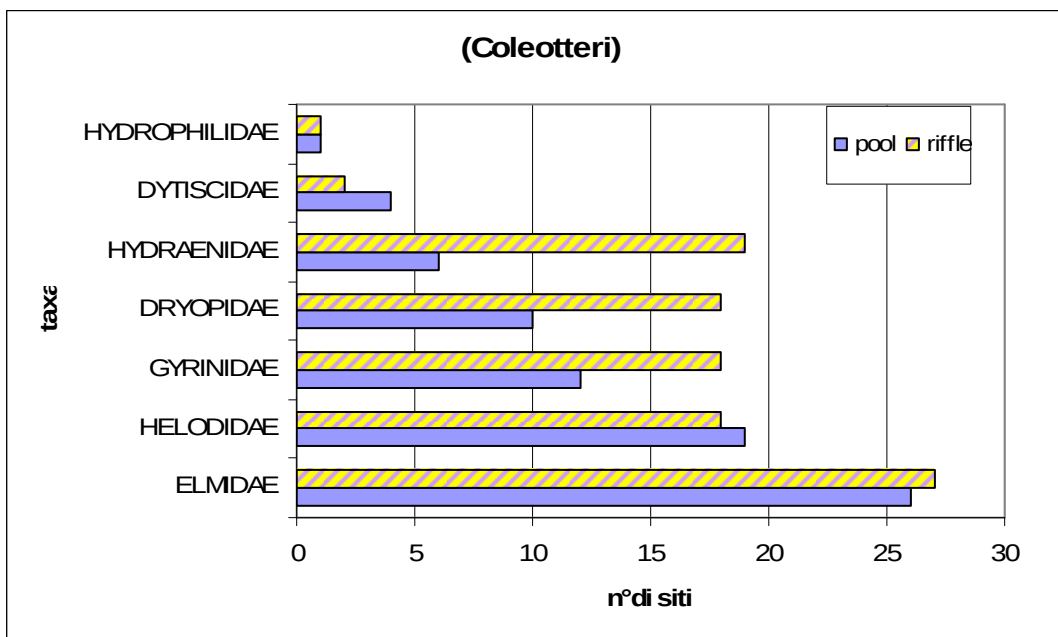


Figura 56. N° di siti in cui sono stati rilevati taxa appartenenti all'ordine dei Coleotteri

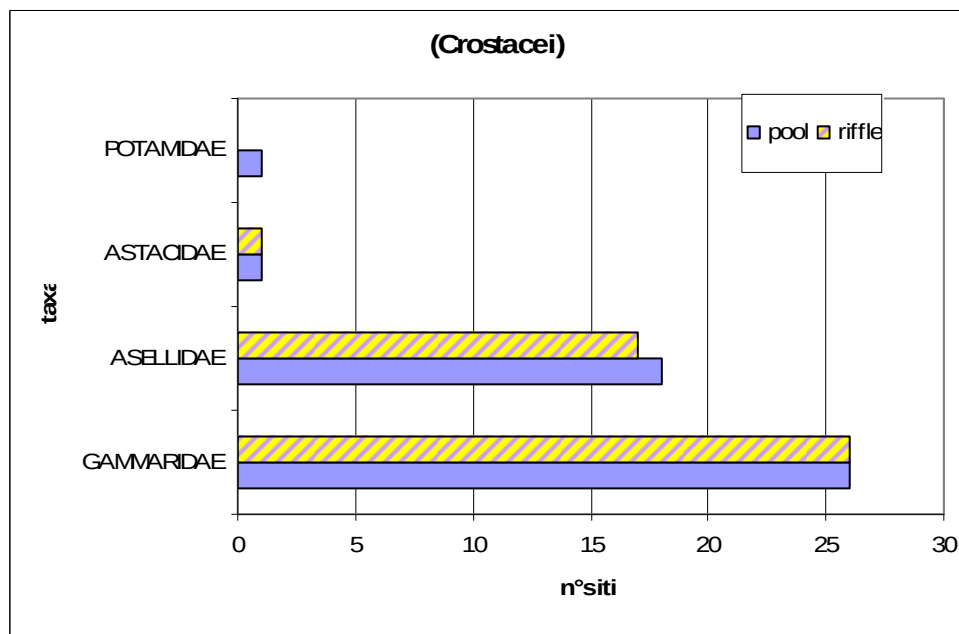


Figura 57. N° di siti in cui sono stati rilevati taxa appartenenti alla classe dei Crostacei

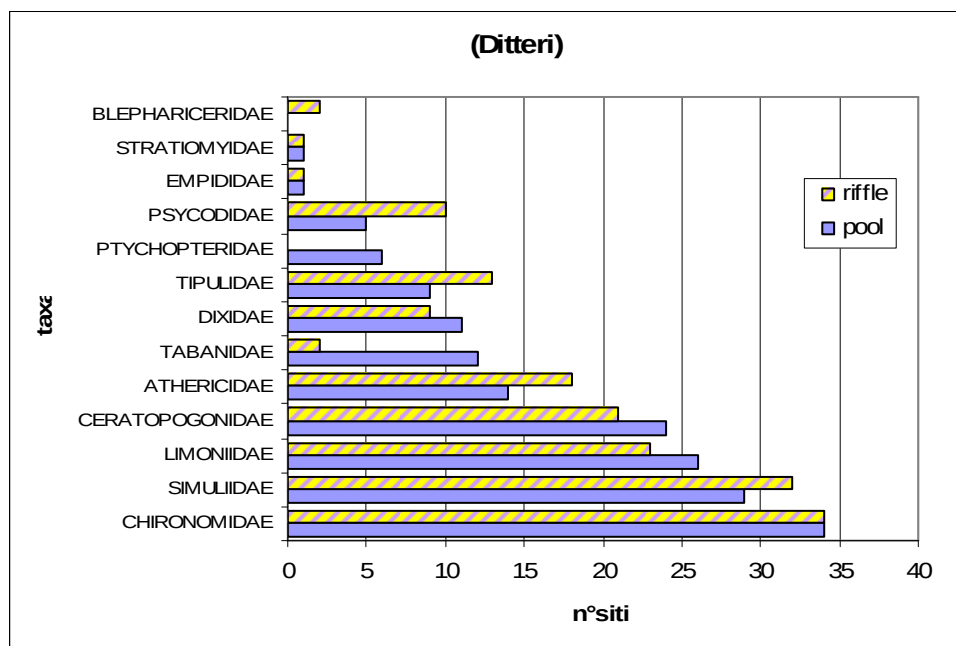


Figura 58. N° di siti in cui sono stati rilevati taxa appartenenti all'ordine dei Ditteri

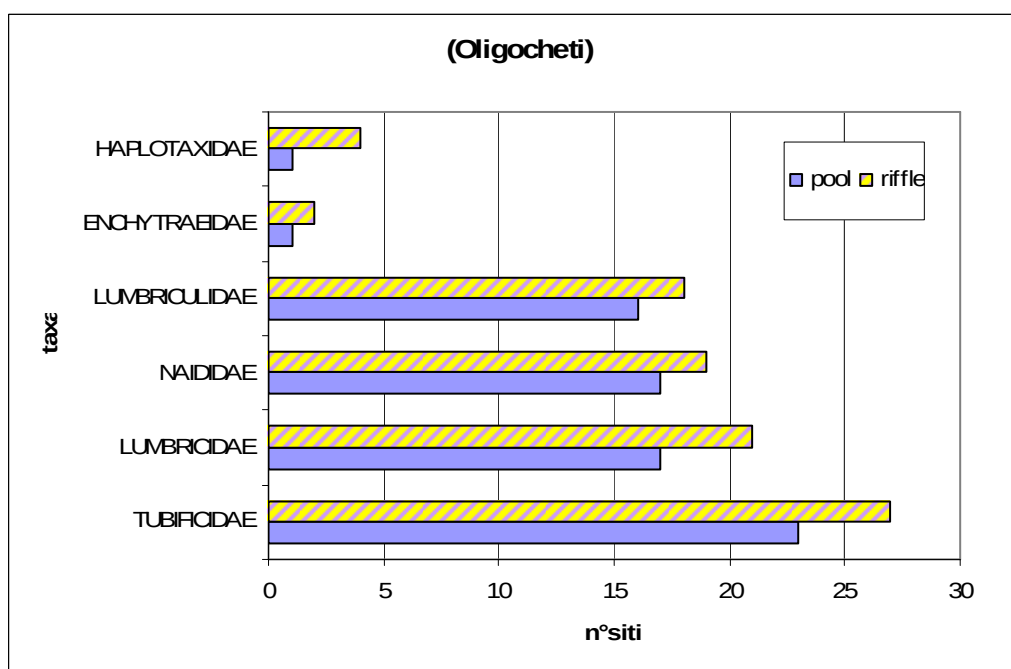


Figura 59. N° di siti in cui sono stati rilevati taxa appartenenti alla classe degli Oligocheti

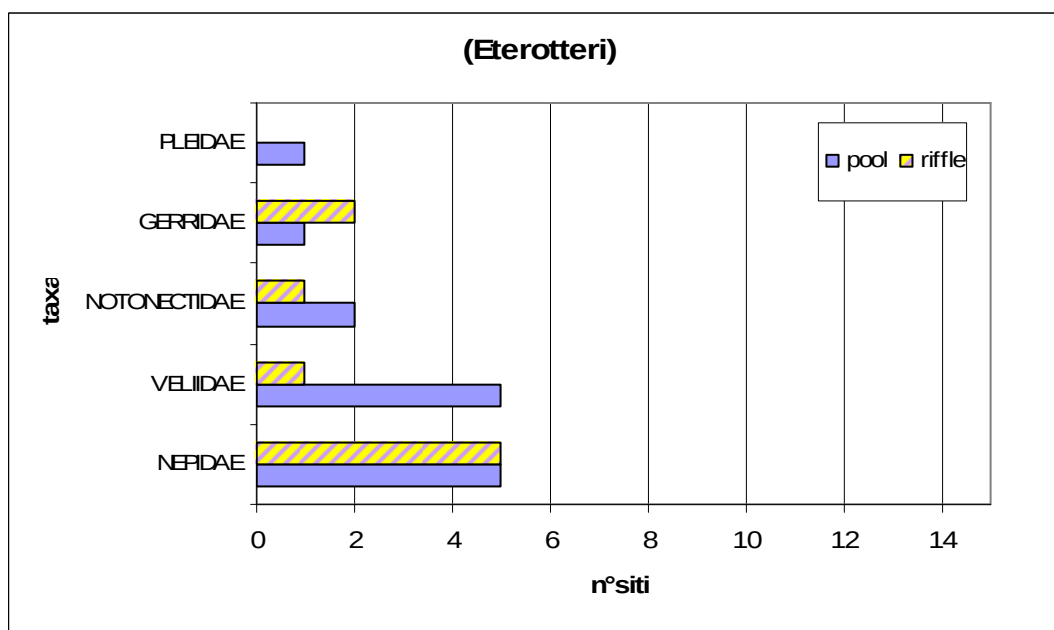


Figura 60. N° di siti in cui sono stati rilevati taxa appartenenti all' ordine degli Eterotteri

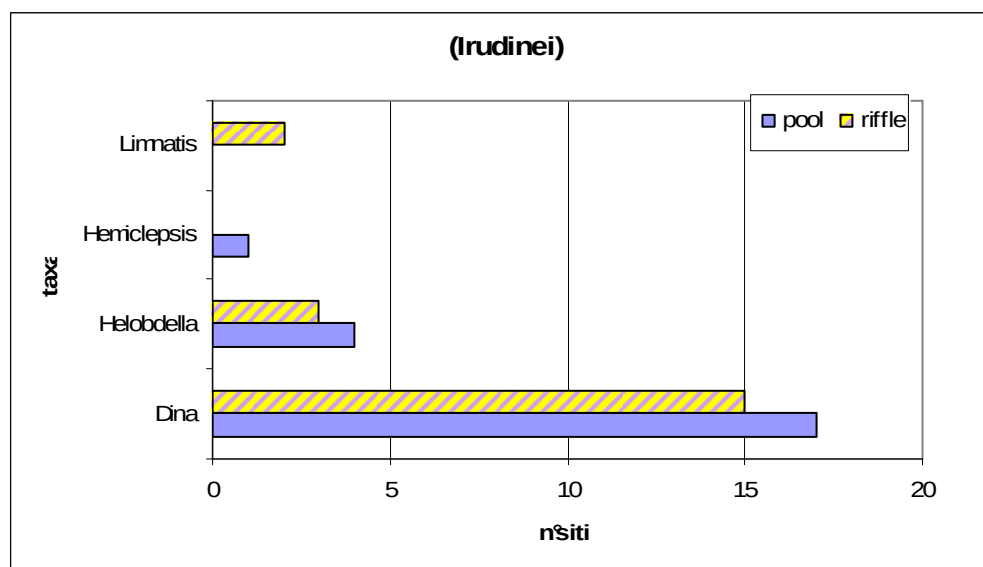


Figura 61. N° di siti in cui sono stati rilevati taxa appartenenti alla classe degli Irudinei

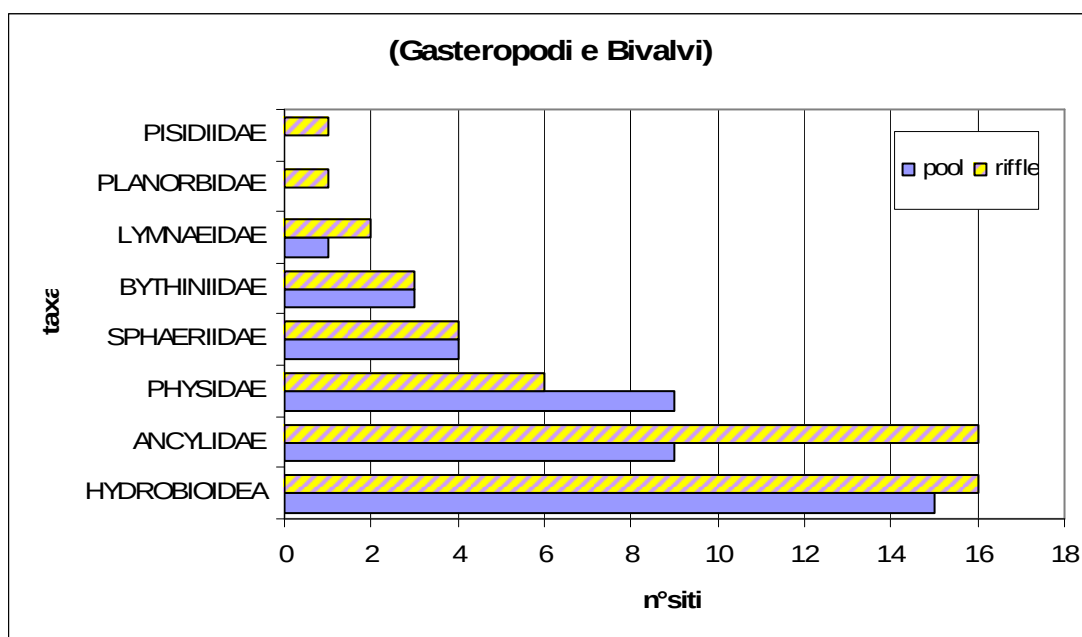


Figura 62. N°di siti in cui sono stati rilevati ta xa appartenenti alla classe dei Gasteropodi e Bivalvi

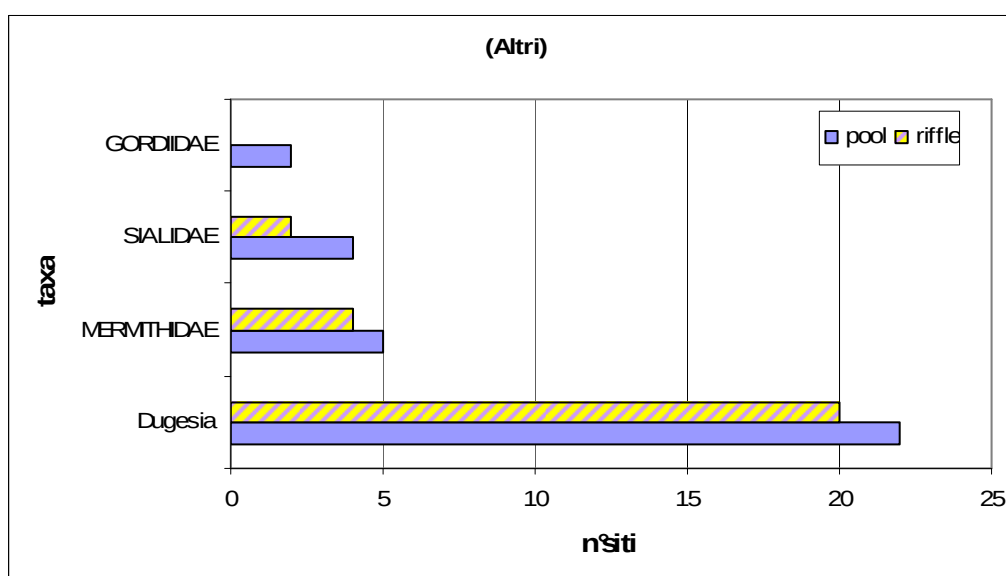


Figura 63. N°di siti in cui sono stati rilevati ta xa appartenenti ald altri ordini o Classi

7 DISCUSSIONE

Questo studio è tra i primi contributi all'attuazione della Direttiva e il primo in assoluto da un punto di vista metodologico per la tipologia di corsi d'acqua studiati.

La conoscenza delle comunità di macroinvertebrati, la distribuzione stagionale e trofica, le risposte alle diverse pressioni, se presenti sul territorio, e ad altri indicatori chimico fisici, microbiologici e idromorfologici, sono elementi fondamentali per disporre di una metodologia di monitoraggio operativa e trasferibile a chi ha il compito di indagare e classificare i corsi d'acqua sul territorio. Tale metodologia deve restituire un quadro sullo stato di qualità che sia confrontabile con quello ottenuto negli altri paesi europei e il cui fine ultimo, nella politica della gestione degli ecosistemi acquatici, è sicuramente il raggiungimento degli obiettivi di qualità ed, in particolare, almeno il buono stato ecologico che costituisce il primo traguardo.

Questa fase di ricerca si inserisce quindi nel contesto del recepimento e implementazione della direttiva per il nostro paese.

Infatti l'Italia ha solo parzialmente recepito le indicazioni fornite dalla Direttiva quadro sulle acque, pertanto in questo studio si è proceduto seguendo lo schema della Direttiva comunitaria utilizzando, ove disponibili, le procedure già rese ufficiali attraverso norme e linee guida dall'Italia, e, ove esse siano ancora in fase di discussione nelle sedi Ministeriali, utilizzando la documentazione disponibile tra quello proposto in Europa (Working group e CIS) e quello che presumibilmente sarà attuato in Italia (Gruppi di Lavoro MATTM).

L'originalità del presente lavoro sta dunque nel fatto che esso rappresenta uno dei primi approcci complessivi che vede l'applicazione della Direttiva Europea nella maggior parte degli aspetti che riguardano il monitoraggio operativo delle acque superficiali.

Lo schema seguito è articolato dunque nel modo seguente:

- Caratterizzazione delle acque della Provincia di Viterbo
- Analisi delle Pressioni
- Scelta delle condizioni di riferimento
- Messa a punto di un sistema di valutazione dello stato ecologico
- Classificazione dei piccoli fiumi vulcanici della Provincia di Viterbo.

7.1 Caratterizzazione tipologica

Lo schema seguito in questo studio è coerente con lo schema B previsto dalla Direttiva (Tabella 4) e con gli approcci Top Down applicati in tutta Europa (Reynolds *et al.*, 1997, Wasson 2002, Lorenz *et al.*, Ferreol *et al.*, 2005 Ferreol *et al.*, 2004, Montoya *et al.*, 2007). In particolare la caratterizzazione è stata realizzata sulla base dei procedimenti individuati dalle norme legislative Italiane (Italia, 2008): i corpi idrici analizzati in questo studio sono risultati appartenere alla categoria dei piccoli fiumi vulcanici della Idroecoregione Mediterranea (HER 14).

I descrittori abiotici utilizzati (Tabella 26) hanno evidenziato una peculiarità territoriale nazionale ed europea, basata soprattutto su caratteristiche geologiche particolari (substrati silicei in un territorio vulcanico) in ambiente mediterraneo.

Questo lavoro è stato pertanto anche un contributo per definire le HER, poiché la tipologia vulcanica così peculiarmente italiana, non aveva riferimenti in altri Paese.

7.2 Analisi delle pressioni

L'analisi delle pressioni è stata effettuata mediante analisi di supporto svolte a diversa scala. Esse riguardano analisi di uso del suolo, analisi idromorfologiche e analisi chimico fisiche che secondo lo schema della Direttiva (Figura 3), costituiscono un supporto agli elementi biologici che diventano il corpo centrale per poter giungere ad una corretta valutazione dello Stato Ecologico.

7.2.1 Analisi di uso del suolo

Per quanto riguarda le analisi effettuate a livello di bacino si è potuto riscontrare come l'uso del suolo della maggior parte dei corpi idrici sia prevalentemente agricolo (tabella 26).

In 16 bacini analizzati sui 22 totali l'uso "agricolo" supera il 70% ed in soli due corpi idrici (Rio Chiaro e fosso della Faggeta) la fascia perfluviale risulta ben strutturata in quanto più del 30% del territorio circostante presenta caratteristiche naturali (bosco e corpi idrici).

I risultati ottenuti dall'applicazione del *Land Use Index*, confermano questo generale stato del territorio della provincia di Viterbo; si può notare infatti come il valore massimo riscontrato sia quello del fosso di Mole Paranza (LUI = 1.98), che i valori ottenuti siano tutti all'interno di una scala omogenea (valore minimo =1; valore massimo =1.98), e che il Fosso della Faggeta presenta il valore minimo (LUI = 1.00) confermandosi tra i corpi idrici l'unico ad avere delle caratteristiche più integre e naturali all'interno del bacino.

Un uso del suolo così costituito, rende il territorio della Provincia di Viterbo particolarmente soggetto a forme di disturbo dovuto all'inquinamento diffuso (Cuffney *et al.*, 2000; Causapè *et al.*, 2004, Moreno *et al.*, 2006).

7.2.2 Analisi idromorfologica

Per quanto riguarda l'analisi idromorfologica essa si riferisce ad una scala di tratto fluviale di 500m.

Per ciascun corpo idrico sono stati valutati il grado di antropizzazione, rappresentato dai valori dell'indice sintetico HMS (Habitat Modification Score) e il livello di naturalità, rappresentato dai valori dell'indice HQA (Habitat Quality Assessment).

I dati mostrano come i corpi idrici analizzati non siano soggetti a modificazioni rilevanti nei loro aspetti morfologici generali. La maggior parte dei siti si trova infatti in condizioni morfologiche prevalentemente naturali.

Dall'analisi dei valori di HMS è possibile notare come per alcuni corpi idrici (Castello, Freddano, Leja, Rigomero, Risiere) siano stati evidenziati interventi antropici sul profilo fluviale (Tabella 28).

Tali interventi potrebbero esser riconducibili ad opere di rizezionamento delle rive per evitare l'allagamento dei campi agricoli nei periodi di piena fluviale.

Conseguenza di questi interventi sul profilo fluviale è stata la diminuzione di estensione della zona riparia, già messa in evidenza dall'analisi di uso del suolo e una diminuzione della diversificazione degli habitat fluviali, messa in evidenza dai risultati dell'indice HQA (Maddok, 1999; Raven *et al.*, 2000).

In particolare si nota come i valori HQA medi più elevati siano stati riscontrati nel Fosso della Faggeta, nel fosso di Arlena e nel Rio Paranza; viceversa i siti che presentano minor ricchezza in termini di microhabitat sono il torrente Leja, il fosso Rigomero e il Freddano.

Da notare come la poca ricchezza in microhabitat potrebbe essere legata a due fattori:

- uno di origine naturale, tendenzialmente dovuto alla omogeneità di substrato di origine vulcanica e alla poca presenza di habitat organici come ad esempio le macrofite acquatiche, che colonizzano maggiormente acque più carbonatiche (Kohler, 1975; Muller, 1990; Thiebaut & Muller, 1995, Thiebaut & Muller, 1998 Anderson & Kalff, 1998).
- uno dovuto ai fenomeni precedentemente descritti di rizezionamento, che vanno a modificare alternanza di mesohabitat, quali le zone di pool e di riffle e la presenza di microhabitat ad essi strettamente connessi (Kemp *et al.*, 1999, Rabeni, 2000; Sala, 2004).

Un altro indice calcolato per l'analisi idromorfologica è l'indice LRD, utile per la caratterizzazione del fiume da un punto di vista del carattere lenticolo-lotico. Per questo motivo i risultati, riportati in tabella 28, verranno commentati successivamente nel paragrafo che analizza le caratteristiche peculiari dei fiumi vulcanici.

7.2.3 Analisi chimiche e microbiologiche

Per quanto riguarda le analisi Chimiche e Microbiologiche, i valori dell'indice sintetico LIM mostrano un quadro in cui circa il 60% delle stazioni esaminate si trovano comprese tra il 2° e il 3° livello LIM (stato Buono-Sufficiente, Figura 27).

Analizzando i dati delle analisi chimiche è possibile notare come in tutte le stazioni siano state rilevate concentrazioni di Nitrati particolarmente elevati (>5 mg/L, Tabella 29).

Questo dato risulta coerente con il dato fornito dall'analisi di Uso del suolo, che evidenziava l' utilizzo del territorio prevalentemente agricolo.

Gli elevati valori dei nitrati potrebbero essere legati alle pratiche di concimazione (Causapè *et al.*, 2004, Bellos *et al.*, 2004, Gafner *et al.*, 2007), confermando come la pressione maggiore cui sono soggetti i fiumi della provincia di Viterbo sia legata all'inquinamento diffuso (Moreno *et al.*, 2006).

Bisogna comunque notare che l'elevata concentrazione dei nitrati presente anche nei siti di riferimento (es Faggeta), in cui il territorio circostante presenta almeno il 50% di copertura boschiva, potrebbe essere legata a caratteristiche geologiche naturali del substrato (si ricorda che lo studio è stato condotto in acque vulcaniche di natura silicea).

Per quanto riguarda le analisi Microbiologiche solo le stazioni sui fossi Freddano, Leja, Mola Celleno, Mole Paranza e Paranza presentano un alto livello di contaminazione microbica (E.coli). L'elevato numero di microrganismi solo in queste stazioni può essere spiegato con un maggiore apporto di inquinanti (scarichi cloacali e agglomerati urbani) responsabili del rilascio di batteri di origine prevalentemente fecale. La stazione di Mola Celleno è infatti situata a valle del depuratore del centro abitato Celleno, la stazione Freddano è il recettore del depuratore di Viterbo, e la stazione dei mole Paranza riceve acque di scarico del paese di Vasanello.

7.2.4 Individuazione delle condizioni di riferimento

L'approccio seguito in questo studio per la scelta delle condizioni di riferimento è quello proposto a livello europeo, durante il processo di Interconfronto fra i vari Paesi Membri (CIS-Common Implementation Strategy).

Si tratta di un approccio spaziale di tipo Top Down, mediante il quale, attraverso l'analisi di alcuni fattori abiotici, vengono scelti dei siti (per questo viene chiamato approccio spaziale) in cui le condizioni sono prossime allo stato di completa naturalità (Reynolds *et al.*, 1997, Bonada *et al.*, 2002, Verdonschot *et al.*, 2006).

Questo tipo di approccio corrisponde anche alla linea che l'Italia intende seguire relativamente a questo tema. A tale proposito, si ricorda che è ancora in fase di discussione un documento (Linea guida), che fornisca le indicazioni per la scelta dei siti (Buffagni *et al.*, 2008) e che all'interno di questo documento sarà riportata la scheda dei criteri per la scelta dei siti che è stata utilizzata in questo studio (Tabella 30).

In questo studio sono stati scelti come condizioni di riferimento i siti Arlena, Faggeta e Valle Canale.

Dai dati riportati nella tabella 30 si può notare come per tutti e tre i siti alcuni valori (evidenziati in arancione) superino le soglie di accettabilità decise a livello europeo dai gruppi di lavoro.

I valori che superano tali soglie sono quelli relativi alle percentuali di uso del suolo legate all'agricoltura, già evidenziate dalle analisi delle pressioni.

A livello europeo (Working Group, CIS) è generalmente consentito il superamento delle soglie di un numero limitato di parametri in assenza di alternative.

Le condizioni di riferimento individuate corrispondono alle migliori possibili per questa tipologia fluviale allo stato attuale.

7.3 Classificazione dello stato ecologico

Dopo l'analisi delle pressioni, che insistono sul territorio della Provincia di Viterbo, e la scelta dei siti, che rappresentano le condizioni di riferimento, è stato valutato lo stato ecologico dei corpi idrici, mediante l'analisi della comunità macrobentonica.

Per giungere ad una classificazione coerente con i principi della Direttiva 2000/60/CE si è scelto di utilizzare l'approccio multimetrico, limitando l'analisi multivariata ad aspetti complementari riguardanti la struttura della comunità in relazione agli altri parametri.

Le analisi multivariate hanno contribuito ad identificare l'ordinamento delle stazioni in esame in relazione al gradiente ambientale, mentre l'utilizzo di metriche e di un indice complessivo multimetrico sono serviti per l'interpretazione della qualità dei corpi idrici e per la loro classificazione.

I macroinvertebrati bentonici sono stati raccolti seguendo un protocollo di campionamento Multihabitat proporzionale. Ciò ha permesso la raccolta di dati di tipo quantitativo (individui/m²).

Nella tabella 31 vengono riportati alcuni dati che danno l'idea dell'entità del campione (256602 individui totali raccolti) e della diversità faunistica rilevata in questa tipologia fluviale (98 taxa identificati).

La matrice faunistica ricavata è stata utilizzata per l'analisi delle componenti principali (PCA) al fine di:

- individuare il gradiente delle stazioni
- verificare la congruenza con la classificazione mediante gli indici sintetici

Il risultato della PCA è rappresentato dal grafico riportato nella figura 28.

L'interpretazione degli assi di variazione è avvenuta mediante correlazione con le variabili di supporto.

Le variabili che hanno presentato i coefficienti di correlazione più elevati sono state scelte come variabili esplicative dell'ordinamento delle stazioni in esame e per l'interpretazione del gradiente ambientale.

Osservando le correlazioni con le diverse variabili ambientali è possibile interpretare il primo asse come espressione della qualità dell'acqua, mentre il secondo asse sembra riflettere caratteristiche quali la ricchezza in microhabitat, condizioni idromorfologiche e uso del suolo (Tabella 35).

Una volta valutata la distribuzione delle stazioni in relazione al gradiente ambientale, sono state calcolate alcune metriche scelte in funzione della loro capacità di riflettere le risposte specifiche della comunità biologica

a differenti fattori di stress (Barbour *et al.*, 1995) e della facile applicabilità, legata al livello di riconoscimento (Genere o Famiglie), che garantisce una identificazione agevole per chi possiede un buon livello di esperienza.

Tutte le metriche prese singolarmente hanno mostrato elevati valori di correlazione (Tabella 38), ma, come si può notare dalla Tabella 39, possono rispondere solo parzialmente a quanto richiesto dalla direttiva.

In questo studio è stato pertanto utilizzato un indice sintetico multimetrico (Indice ICM), in grado di fornire una classificazione in linea con i principi della Direttiva.

Come si evince dalla Figura 31, i valori dell'Indice ICM presentano il coefficiente di correlazione ($r= 0.94$) più elevato rispetto a tutte le altre metriche prese singolarmente, garantendo una classificazione, oltre che in linea con i principi della Direttiva comunitaria, coerente con il primo asse che, ricordiamo, rappresenta la qualità dell'acqua (Ferrol *et al.*, 2008).

La classificazione dei siti restituisce un quadro in cui:

- La maggior parte dei siti (circa il 60%) si trova in uno stato di qualità Buono o Elevato, ciò significa che solo il 40% di essi si trova in uno stato inferiore, e in particolare solo circa il 20% in uno stato compreso tra Cattivo e Scarso.
- Non sono emerse sostanziali differenze legate alla stagionalità (Figure 32-33-34).
- Non sono emerse sostanziali differenze legate al Meohabitat (Pool o Riffle) in cui sono stati effettuati i campionamenti, come confermano i risultati del T-Test (Tabella 42).

Questo risultato sarà discusso in seguito nel paragrafo che approfondisce le caratteristiche dei piccoli fiumi vulcanici.

I risultati complessivi, che considerano i valori medi di ICM per tutte le stagioni e le classificazioni ottenute in pool con quelle in riffle, sono in linea con il quadro generale emerso dalle analisi delle pressioni:

- Gli unici fiumi ad essere in uno stato Elevato sono il Faggeta e l'Arlena (siti di riferimento),
- La maggior parte dei fiumi si trova in una situazione in stato buono o moderato; i problemi che riguardano questi siti dipendono principalmente dallo sviluppo esteso delle zone agricole e dalla banalizzazione del profilo fluviale.
- Un numero esiguo (Freddano, Mole Paranza, Paranza Valle) si trova in uno stato ecologico Scarso o Cattivo e presenta un elevato livello di contaminazione microbica, dovuto al fatto che i corpi idrici in esame sono il corpo recettore di scarichi urbani.

Infine bisogna sottolineare come sia l'ICM che le metriche utilizzate non mostrano correlazioni con il secondo asse, ciò vuol dire che il sistema di classificazione non è in grado di valutare impatti legati a forme di disturbo, quali scarsità di habitat o modificazioni idromorfologiche.

Va ricordato comunque che questo sistema di classificazione è rivolto al monitoraggio operativo che, secondo la Direttiva, deve tendere a verificare lo stato di qualità e l'efficacia delle misure, per il miglioramento dello stesso.

Nel caso in cui un corpo idrico sia risultato in uno stato ecologico peggiore di Buono e le cause del degrado non siano chiare, la Direttiva prevede di ricorrere al monitoraggio investigativo.

Tale tipo di monitoraggio ha come obiettivo specifico quello di identificare le possibili cause degli impatti osservati sulle comunità biologiche, al fine di pianificare adeguate azioni di recupero. Per questo scopo sarà utile mettere a punto metodi di valutazione “stressor specific” in grado di individuare e discriminare le differenti forme di disturbo e di guidare gli eventuali piani di risanamento.

7.4 I piccoli fiumi vulcanici: analisi delle stazioni e della comunità macrobentonica

Questo lavoro non si è limitato a fornire delle indicazioni metodologiche per la corretta applicazione dei criteri della Direttiva Europea, ma ha approfondito alcuni aspetti, legati alla ricerca di base, indispensabili per acquisire conoscenze su una tipologia di ambienti così tipica del centro Italia.

Vengono di seguito discussi alcuni temi che riguardano la comunità di Macroinvertebrati che colonizza questi ambienti e alcune caratteristiche idromorfologiche, quali la struttura in termini di Mesohabitat e Microhabitat e il carattere Lentic o-Lotico dei piccoli fiumi vulcanici.

Per mettere in luce la struttura della comunità macrobentonica tipica di questi ambienti ci si è avvalsi delle tecniche di ordinamento (PCA e Cluster analysis), mediante le quali sono stati individuati 4 gruppi di stazioni.

Se analizziamo la distribuzione dei siti all'interno dei gruppi, riportata nella tabella 45, si nota come i corpi idrici scelti come riferimento (Faggeta, Arlena e Valle Canale) fanno parte del Gruppo 1.

Per quanto riguarda i Gruppi di stazioni 2a e 2b si tratta di un insieme di stazioni intermedie

All'interno di questo gruppo sono stati individuati due sottoinsiemi:

- Il Gruppo 2a è costituito da stazioni più vicine alle stazioni di riferimento (Gruppo 1), le cui liste faunistiche presentano abbondanze di taxa sensibili in percentuali rilevanti (Plecoteri 14%, Tricotteri escluso Hydropsichidae 6.3%, Efemeroteri 25%) ed a cui il valore medio dell'indice ICM assegna una classe di qualità Buono.

- Il Gruppo 2b è invece costituito da stazioni le cui liste faunistiche mostrano una generale tendenza al peggioramento dello stato di qualità (classificazione gruppo: stato Moderato), in quanto evidenziano un aumento dei taxa tolleranti (Hydropsychidae 12.1%, Chironomidae 13.3%, Tubificidae 9%).

Il Gruppo 3 è costituito dalle stazioni che si trovano nello stato di qualità peggiore.

Il valore medio di ICM attribuisce al gruppo uno stato di qualità Scarso (Tabella 47).

Fanno parte di questo gruppo le uniche stazioni che, dall'analisi delle pressioni, sono risultate soggette ad inquinamento di tipo organico.

Tipico di queste stazioni è l'aumento dominante di taxa filtratori quali Simuliidae e Chironomidae che arrivano a coprire più del 70% delle abbondanze dei taxa in corrispondenza ad un aumento del materiale organico in decomposizione dovuto all'inquinamento di scarichi urbani.

I grafici riportati nelle figure 42-43-44 ben evidenziano questo andamento tra i taxa sensibili e tolleranti passando dalle stazioni di riferimento (Gruppo 1) fino alle stazioni il cui stato di qualità risulta Moderato o Scarso (gruppi 2b e 3).

Le analisi effettuate hanno evidenziato un quadro di relativa omogeneità per quanto riguarda la comunità bentonica tipica degli ambienti vulcanici.

Osservando il dendrogramma della Cluster analysis (Figura 39) si nota chiaramente come i gruppi 1, 2a, e 2b facciano parte di un unico grande cluster ben distinto dal secondo ramo cui appartengono le stazioni del Gruppo 3, in cui la qualità ambientale è risultata scadente e costituisce perciò il principale fattore discriminante. Se si analizza il ramo principale in cui sono presenti le stazioni con le caratteristiche ambientali migliori, si nota come vi sia poca differenziazione tra i siti di riferimento ed il resto delle stazioni, facendo emergere una comunità omogenea e poco diversificata.

Questa peculiare omogeneità della comunità potrebbe essere in parte naturale, legata cioè a caratteristiche fisiche dei substrati vulcanici (vedi paragrafo successivo), in parte potrebbe essere stata accentuata dallo sviluppo agricolo e dalla gestione del territorio periferiale poco accorta negli ultimi anni di sviluppo antropico.

7.5 I piccoli fiumi vulcanici: caratteristiche idromorfologiche, fisiche e biologiche

I piccoli fiumi vulcanici in esame hanno evidenziato caratteristiche di particolare omogeneità legata a fattori idromorfologici e fisici tali da attribuire una rilevante unicità e tipicità ai corpi idrici analizzati.

A livello di Tratto Fluviale, si è constatato come ciascun gruppo di stazioni analizzato sia legato ad un carattere Lenticolo-Lotico intermedio ($LRD = -10; 10$) delle acque, tipico dei fiumi Mediterranei (Buffagni et al., 2009).

La più alta variabilità di questo parametro è stata riscontrata nei siti del gruppo 1 (Figura 45), ciò potrebbe essere collegato alle caratteristiche idromorfologiche più integre rilevate nel gruppo dei siti di riferimento, già evidenziate dalle precedenti analisi (valori HQA e HMS).

Per quanto riguarda le differenze riscontrate tra le aree di campionamento (Mesohabitat), si è visto come le due aree non abbiano mostrato differenze sostanziali.

Se si analizzano infatti le velocità di corrente rilevate, si vede come dal Box Plot, riportato nel grafico nella figura 46, il valore mediano sia per l'area di Riffle intorno ad una velocità di 30 cm/sec, mentre per l'area di Pool sia intorno ai 10 cm/sec.

Normalmente l'area di pool mostra minor turbolenza e un prevalente carattere deposizionale, mentre l'area di riffle si presenta invece come caratterizzata da un prevalente carattere erosionale, da una minor profondità e da una turbolenza più elevata rispetto alla pool (Raven *et al.*, 1997; 1998; Buffagni *et al.*, 2007).

Nel nostro caso i piccoli fiumi vulcanici sembrano caratterizzati da una mancata differenziazione e alternanza di queste due aree e sembra prevalere un'unica area di corrente omogenea.

La correlazione rilevata tra la velocità di corrente nel Riffle e quella nel Pool sembra essere coerente con questa caratteristica (maggiore è la velocità nel Riffle maggiore quella nel Pool)

Ciò è confermato se si osserva il grafico rappresentato nella Figura 48, dove sono riportate le percentuali dei tipi di flusso. Si nota infatti come per le due aree il tipo prevalente sia il Rippled (RP), e cioè un flusso increspato, tipico di tratti fluviali non particolarmente legati ad un alta velocità di corrente (Padmore, 1998; Newson *et al.*, 1998; AQEM Consortium, 2002).

E' necessario sottolineare come, durante la fase di campionamento, si è cercato di esaltare il più possibile questa differenziazione di mesohabitat campionando nelle zone di pool dove vi era minore velocità di corrente, spesso in prossimità delle sponde.

Nonostante questo, i dati rilevano una omogeneità spiccata tra le due aree di campionamento (Chutter, 1969; Hose *et al.*, 2005; Dallas, 2007; Doledéc, 2007; Monk *et al.*, 2006).

Per quanto riguarda i Microhabitat campionati un altro dato tipico di questa tipologia fluviale è la dominanza di habitat inorganici a scapito degli habitat organici.

Il grafico riportato nella figura 49 mostra come gli habitat di tipo organico maggiormente campionati siano le CPOM (Deposito di materiale organico particellato grossolano) e le TP (Radici fluitanti di vegetazione riparia).

Del tutto rara ad esempio è la presenza della comunità macrofitica, probabilmente dovuto alle caratteristiche geologiche delle acque.

Tale comunità infatti, essendo particolarmente legata ai fattori idro-fisici, quali ad esempio il tipo di substrato, il grado di luminosità e il tipo di corrente, sembra preferire la colonizzazione di acque più carbonatiche (Thiebaut & Muller, 1998 Anderson & Kalff, 1998, Testi et al. 2006).

Per quanto riguarda gli habitat di tipo inorganico, si nota come il Riffle sia caratterizzato da habitat a granulometria più grossolana, mentre la Pool essendo un area di deposito, è caratterizzato dalla presenza di strutture a granulometria più fine.

Anche per gli habitat inorganici vale il discorso di una scarsa differenziazione; se si osserva infatti la granulometria dei ciottoli campionati si vede come i microhabitat più campionati nella Pool siano l'Akal (67 repliche) e il Micro (57 repliche), mentre nel Riffle il Meso (94 repliche) e il Macro e Micro in egual misura (51 repliche); si ricorda che la grandezza dei ciottoli tra Akal, Micro e Meso varia tra i 0.2 e i 20 cm.

Questa omogeneità, messa in evidenza dalle analisi suesposte, viene confermata dall'analisi della Comunità Macrobentonica.

Per vedere infatti se la comunità campionata nell'area di Riffle è differente da quella dell'area di Pool, sono state effettuate analisi delle componenti principali per ciascun gruppo di stazioni individuato. Differenze rilevanti a livello faunistico sono riscontrabili solo nei siti di riferimento (T-test :Tabella xxx).

Se si osservano i grafici (Figure 52-63), nei quali sono stati riportati le occorrenze dei taxa, cioè il numero dei siti nei quali ciascun taxon è presente nella Pool e nel Riffle, si nota nuovamente come non vi siano differenze tra la comunità rilevata nella Pool con quella nel Riffle, ad eccezione di alcuni taxa con spiccate preferenze (Pool: Tabanidae, Ptychopteridae, Platycnemis, Cordulegaster, Cloeon, Procloeon, Centroptilum, Polycntrópodidae; Riffle: Blepharicaeridae, Hydraenidae, Baetis, Philopotamidae, Rhyacophilidae).

Questa mancata differenziazione tra le due aree di campionamento e questa somiglianza tra la comunità macrobentonica rilevata in Pool con quella del Riffle, fornisce indicazioni utili alle procedure di campionamento in questi particolari fiumi.

Per quanto concerne i campionamenti relativi al monitoraggio operativo, non sarà necessario distinguere le aree, bensì si potrà procedere ad una raccolta di 10 repliche in un tratto fluviale omogeneo di tipo generico.

8 CONCLUSIONI

La ricerca effettuata rappresenta un contributo originale allo studio e all'analisi della comunità macrobentonica tipica dei fiumi vulcanici

Questo studio ha evidenziato una struttura della comunità macrobentonica omogenea e poco diversificata, principalmente dovuta a due fattori. Il primo di origine naturale, legato al tipico chimismo delle acque e alla struttura idromorfologica e geologica dei fiumi analizzati, che determina una poca diversificazione sia in termini di mesohabitat, che in termini di microhabitat.

Il secondo fattore è dipendente dalla natura delle pressioni antropiche. Queste infatti sono legate ad un uso del territorio prevalentemente agricolo. L'area di studio è intensamente coltivata con uso di sostanze che possono tornare nei corsi d'acqua tramite il dilavamento. A ciò si uniscono interventi sul profilo fluviale avvenuti in passato, che di certo contribuiscono notevolmente ad accentuare l'omogeneità sia idromorfologica, incidendo sulla modificazione dell'alveo con relativa perdita di diversificazione ambientale, sia biologica con effetti, ad esempio, sulla relativa bassa biodiversità.

Sulla base delle conoscenze acquisite si è sviluppato un sistema di valutazione dello Stato Ecologico per questa peculiare tipologia fluviale. Sono state quindi sviluppate e poi applicate metodologie su tutti gli aspetti che regolano il monitoraggio delle acque superficiali. In particolare per quanto riguarda il sistema di classificazione dello stato ecologico si è scelta l'applicazione di un indice multimetrico denominato ICMi (Intercalibration Common Metrics Index), al cui interno sono comprese metriche riguardanti i principali aspetti che la Direttiva Europea chiede di considerare quali: indici di diversità, di abbondanza e valutazioni tra taxa sensibili e tolleranti. Questo indice è stato messo a punto durante il processo di intercalibrazione che ha riguardato i diversi paesi membri della CE con l'obiettivo di armonizzare i propri metodi nazionali e individuare un sistema di classificazione comune a livello europeo.

I risultati hanno mostrato come l'ICM sia in grado di fornire una classificazione dei corsi d'acqua coerente sia con le pressioni di origine antropica che con le richieste dalla direttiva.

Grazie anche al contributo fornito da questa ricerca sono state messe a punto alcune metodologie rese standard e pronte per il trasferimento al sistema operativo.

Questo studio originale ha quindi toccato due aspetti innovativi nel quadro attuale della gestione degli ambienti acquatici del nostro paese e a scala europea entrambi incentrati sullo studio della comunità macrobentonica, il primo di base e il secondo applicativo.

Nel quadro attuale ciò risulta di particolare importanza poiché lascia agli Enti preposti uno strumento utile per la conoscenza faunistica e per il monitoraggio del territorio, in particolare per chi deve e dovrà dare delle risposte nell'ambito del raggiungimento degli obiettivi di qualità.

9 BIBLIOGRAFIA

A.A.V.V., 2003. *Economics and the Environment* . The Common Implementation Strategy For The Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document **n.1**. Produced by Working Group 2.6 – WATECO. European Communities, Luxembourg. 274 pp.

A.A.V.V., 2003. *Identification of Water Bodies* . The Common Implementation Strategy For The Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document **n.2**. Produced by Working Group on Water Bodies. European Communities, Luxembourg. 28 pp.

A.A.V.V., 2003. *Analysis of Pressures and Impacts*. The Common Implementation Strategy For The Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document **n.3**. Produced by Working Group 2.1 – WATECO. European Communities, Luxembourg. 157 pp.

A.A.V.V., 2003. *Identification and Designation of Heavily Modified and Artificial Water Bodies*. The Common Implementation Strategy For The Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document **n.4**. Produced by Working Group 2.2 – HMWB. European Communities, Luxembourg. 118 pp.

A.A.V.V., 2003. *Transitional and Coastal Waters – Typology, Reference Conditions and Classification Systems*. The Common Implementation Strategy For The Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document **n.5**. Produced by Working Group 2.4 – COAST European Communities, Luxembourg. 116 pp.

A.A.V.V., 2003. *Towards a Guidance on Establishment of the Intercalibration Network and the Process on the Intercalibration Exercise*. The Common Implementation Strategy For The Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document **n.6**. Produced by Working Group 2.5 – Intercalibration. European Communities, Luxembourg. 54 pp.

A.A.V.V., 2003. *Monitoring under the Water Framework Directive*. The Common Implementation Strategy For The Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document **n.7**. Produced by Working Group 2.7 – Monitoring. European Communities, Luxembourg. 160 pp.

A.A.V.V., 2003. *Public Participation in Relation to the Water Framework Directive*. The Common Implementation Strategy For The Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document **n.8**. Produced by Working Group 2.9 – Public Participation. European Communities, Luxembourg. 214 pp.

A.A.V.V., 2003. *Implementing the Geographical Information System Elements (GIS) of the Water Framework Directive*. The Common Implementation Strategy For The Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document **n.9**. Produced by Working Group 3.1 – GIS. European Communities, Luxembourg. 166 pp.

A.A.V.V., 2003. *Rivers and Lakes – Typology, Reference Conditions and Classification Systems*. The Common Implementation Strategy For The Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document **n.10**. Produced by Working Group 2.3 – REFCOND. European Communities, Luxembourg. 94 pp.

A.A.V.V., 2003. *Planning Processes*. The Common Implementation Strategy For The Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document **n.11**. Produced by Working Group 2.9 – Planning Processes. European Communities, 2003 Luxembourg. 86 pp.

A.A.V.V., 2003. *Horizontal Guidance on the Role of Wetlands in the Water Framework Directive*. The Common Implementation Strategy For The Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document **n.12**. Produced by Working Group on wetlands. European Communities, 2003 Luxembourg. 69 pp.

A.A.V.V., 2003. *Overall Approach to the Classification of Ecological Status and Ecological Potential*. The Common Implementation Strategy For The Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document **n.13**. Produced by Working Group 2A. European Communities, Luxembourg. 53 pp.

A.A.V.V., 2007. *Metodi biologici per le acque. Parte I*. Volume APAT N°46/2007. disponibile sul sito all'indirizzo: http://www.apat.gov.it/site/it-IT/APAT/Pubblicazioni/Altre_Pubblicazioni.html.

Anderson M.R. & Kalff J., 1988. Submerged aquatic macrophyte biomass in relation to sediment characteristics in ten temperate lakes. *Freshwater Biology*, 19:115-121.

Andreani P., Battegazzore M., Belfiore C., Bernabei S., Buffagni A., Casino N., Ciadamidaro S., Damiani G., Erba S., Floris B., Le Focche M., Mancini L., Martone C., Morisi A., Pace G., Pagnotta, R., Siligardi M., 2007. Protocollo di campionamento dei macroinvertebrati bentonici dei corsi d'acqua guadabili. In: *Metodi biologici per le acque. Parte I*. Volume APAT N°46/2007. disponibile sul sito all'indirizzo: http://www.apat.gov.it/site/it-IT/APAT/Pubblicazioni/Altre_Pubblicazioni.html.

APHA, AWWA, WPCF, 1998. Standard methods for the examination of water and waste-water , 20th ed., American Public Health Association, Washington D.C.

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., Furse M.F., 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research*, **17**: 333-347.

Bailey R.C., Norris R.H., Reynoldson T.B., 2004. *Bioassessment of Freshwater Ecosystems: Using the Reference Condition Approach*. Dordrecht: Kluwer. 184 pp.

Baiocchi A., 2007. *Interazioni tra acque sotterranee e superficiali e problematiche connesse con la determinazione del deflusso minimo vitale: i casi dei fiumi Marta e Mignone (Lazio)*. Tesi di Dottorato in Ecologia e Gestione delle Risorse Biologiche – XIX ciclo, Università degli studi della Tuscia.

Barbour M.T. & Yoder C.O., 2000. The multimetric approach to bioassessment, as used in the United states of America. In: J.F. Wright, D.W. Sutcliffe, M.T. Furse (Eds.). *Assesing the biological quality of fresh waters. RIVPACS and other techniques*. Freshwater Biological Association. Ambleside, Cumbria, UK.

Barbour M.T., Stribling J.B., Karr J.R., 1995. The multimetric approach for establishing biocriteria and measuring biological condition. In: W. Davis, T. Simon (Eds). *Biological Assessment and Criteria: Tools for Water Resource Planning and Decisionmaking*. Lewis Publishers, Ann Arbor, Michigan: 63–76.

Barbour M.T., Gerritsen J., Griffith G.E., Frydenborg R., McCarron E., White J.S., Bastian M.L., 1996. A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates. *Journal North American Benthological Society*. **15**: 185–211.

Barbour M.T., Gerritsen J., Snyder B.D., Stribling J.B., 1999. *Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish*. Second Edition. EPA/841-B-98-010. U.S. EPA. Environmental Protection Agency Office of Water. Washington. D.C.

Belfiore C., 1983. *Efemeroteri (Ephemeroptera). Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane*. Consiglio Nazionale delle Ricerche, Roma. 112 pp.

Bellos D., Sawidis T., Tsekos I., 2004. Nutrient chemistry of River Pinios (Thessalia, Greece). *Environment International* **30** (1): 105-115.

Bonada N., Vives S., Rieradevall M., Prat N., 2005. Relationship between pollution and fluctuating asymmetry in the pollution-tolerant caddisfly *Hydropsyche exocellata* (Trichoptera, Insecta). *Archives Hydrobiologia*, **162**:167–85.

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.

Boon P.J., Davies B.R., Petts G.E., 2000. *Global Perspectives on River Conservation: Science, Policy and Practice*. Wiley: Chichester.

Brabec K., Zahrádková S., Nemejcová D., Paril P., Kokes J., Jarkovský J., 2004. Assessment of organic pollution effect considering differences between lotic and lentic stream habitats. *Hydrobiologia*, **516**: 333–346.

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. *Journal of Limnology*, **61**:199-214.

Buffagni A., Erba S., Cazzola M., Kemp J.L., 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., Ciampitello M., Erba S., 2005a. *Il rilevamento idromorfologico e degli habitat fluviali nel contesto della Direttiva Europea sulle Acque (WFD): principi e schede di applicazione del metodo CARAVAGGIO*. Notiziario dei Metodi Analitici IRSA-CNR.

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., 2005b. *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. & Erba S., 2007. *Macroinvertebrati acquatici e Direttiva 2000/60/EC (WFD)*. Notiziario dei metodi Analitici, IRSA-CNR.

Buffagni A. & Belfiore C., 2007. ICMeasy 1.2: a software for the intercalibration common metrics and index easy calculation. User guide. In : Buffagni A. & Erba S., 2007 *Macroinvertebrati acquatici e Direttiva 2000/60/EC (WFD)*. Notiziario dei metodi Analitici, IRSA-CNR.

Buffagni A., Erba S., Furse M.T., 2007. A simple procedure to harmonize class boundaries of assessment systems at the pan-European scale. *Environmental science & policy*, **10**: 709–724.

Buffagni A. & Erba S., 2007a. 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., Mignuoli C., Scanu G., Sollazzo C., Pagnotta R., 2008. *Criteri per la selezione di siti di riferimento fluviali per la Direttiva 2000/60/CE*. Notiziario dei Metodi Analitici IRSA-CNR (In preparazione).

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.* (in Press).

Canada, 1999. *The Canadian Environmental Protection Act*, c. 33. Department of Justice Canada.

Carchini G., 1983. *Odonati (Odonata). Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne Italiane*. Consiglio Nazionale delle Ricerche, Roma. pp. 97.

Carter J.L., Resh V.H., Rosenborg D.M., Reynoldson T.B., 2006. Biomonitoring in North American rivers: a comparison of methods used for benthic macroinvertebrates in Canada and the United States. Pages 203-228 in Ziglio G., Flaim G., Siligardi M. (Eds.). *Biological Monitoring of Rivers*. John Wiley and Sons, New York, NY. 203-228 pp.

Casentino D., Parlotto M., Praturlon A., 1993. *Guide Geologiche Regionali (Lazio)*. Società Geologica Italiana BEMA editrice. pp 368.

Causapè J., Qulez D., Aragues R., 2004. Assessment of irrigation and environmental quality at the hydrological basin level II. Salt and nitrate loads in irrigation return flows. *Agricultural Water Management*, **70**: 211-228.

Chave P., 2001. *The EU Water Framework Directive - An Introduction*. IWA Publishing. London UK.

Chutter F.M., 1969. The distribution of some stream invertebrates in relation to current speed. *Int Revue Ges Hydrobiologia*, **54**: 413-422.

Ciambella M., Buratto M., Dello Vicario E., Pozzi A., Riccardi A., 2003. *2° relazione sullo stato dell'ambiente*. Provincia di Viterbo, Assessorato Ambiente e Pianificazione del Territorio.

Consiglio C., 1980. *Plecotteri (Plecoptera). Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne*. Consiglio Nazionale delle Ricerche, Roma. pp.102.

Cuffney T.F., Meador M.R., Porter S.D., Gurth M.E., 2000. Responses of physical, chemical, and biological indicators of water quality to a gradient of agricultural land use in the Yakima River basin, Washington. *Environmental Monitoring and Assessment* **64**: 259-270.

Cummins K.W., 1973. Trophic relations of aquatic insects. *Annual Review of Entomology*, **18**:183-206.

Dallas H.F. 2007. The influence of biotope availability on macroinvertebrate assemblages in South African rivers: implications for aquatic bioassessment. *Freshwater Biology*, **52**: 370-380.

Davies P.E., 2000. Development of a national bioassessment system (AUSRIVAS) in Australia. In: Wright J.F., Sutcliffe D.W., Furse M.T. (Eds.). *Assessing the Biological Quality of Freshwaters. RIVPACS and Other Techniques*. Freshw.Biol. Ass., Ambleside, pp. 113–124.

Dohet A., Dolisy D., Hoffmann L., Dufrene M., 2002. Identification of bioindicator species among Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera in a survey of streams belonging to the rhithral classification in the Grand Duchy of Luxembourg. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung fur Limnologie*, **28**:381–386.

Dolédec S., Lamouroux N., Fuchs U, Méricoux S., 2007. Modelling the hydraulic preferences of benthic macroinvertebrates in small European streams. *Freshwater Biology*, **52**:145-164.

Europa, 1976. Direttiva 76/464/CEE del Consiglio del 4 maggio 1976 concernente l'inquinamento provocato da certe sostanze pericolose scaricate nell'ambiente idrico. *Official Journal of the European Communities* n. 129 del 18 maggio 1976.

Europa, 1996. Direttiva 96/61/CEE del Consiglio del 24 settembre 1996, sulla prevenzione e la riduzione integrate dell'inquinamento (Direttiva Nitrati). *Official Journal of the European Communities* n. 257 del 10 ottobre 1996.

Europa, 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* L327 (43): 1-72.

Ferreol M., Dohet A., Cauchie H.M., Hoffmann L., 2005. A top down approach for the development of a stream typology based on abiotic variables. *Hydrobiologia*, **551**:193–208.

Ferreol M., Dohet A., Cauchie H.M., Hoffmann L., 2008. An environmental typology of freshwater sites in Luxembourg as a tool for predicting macroinvertebrate fauna under non-polluted conditions. *Ecological modelling*, **212**: 99–108.

Frissel 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. *Environment Managing*, **10**(2):199-214.

Furse, M.T., Hering D., Moog O., Verdonshot P.F.M., Sandin L., Brabec K., Gritzalis K., Buffagni A., Pinto P., Friberg N., Murray-Bligh J., Kokes J., Alber R., Usseglio-Polatera P., Haase P., Sweeting R., Bis B., Szożkiewicz K., Soszka H., Springe G., Sporka F., Krno I., (2006). The STAR project: context, objectives and approaches. *Hydrobiologia*, **566**: 3-29.

Gauch H.G., 1982. *Multivariate Analysis in Community Ecology*. Cambridge University. Press, Cambridge UK, pp.245.

Hammer Ø., Harper D.A.T., Ryan P.D., 2004. *PAST. PAleontological Statistics ver. 1.21*.

Hawkes H.A., 1979. Invertebrates as indicators of river water quality. In: A. James, L.Everson (Eds.), 1979. *Biological Indicators of Water Quality*. Wiley, Chichester, England.

Hellawell J.M., 1986. *Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management*. Elsevier. London:. 546 pp.

Hering D., Böhmer J., Haase P., Schaumburg J., 2004a. New methods for assessing freshwaters in Germany. *Limnologia.*, **34**(4): 281-282.

Hering, D., Moog, O., Sandin, L., Verdonshot, P.F.M., 2004a. Overview and application of the AQEM assessment system. *Hydrobiologia*, **516**: 1–20.

Hering D., Meier C., Rawer-Jost C., Feld C.K., Biss R., Zenker A., Sundermann A., Lohse S., Böhmer J., 2004b. Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: selection of candidate metrics. *Limnologia.*, **34**(4): 398-415.

Hose G.C., Jones P., Lim R.P., 2005 Hyporheic macroinvertebrates in riffle and pool areas of temporary streams in south eastern Australia. *Hydrobiologia* **532**: 81–90.

Hynes H.B.N., 1975. The stream and its valley. *Verh. int. Verein. theor. angew. Limnol.*, **19**:1–15.

Illies J., 1978. *Limnofauna Europaea*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 532 pp.

Italia, 1976. Legge 10 maggio 1976, n. 319. Norme per la tutela delle acque dall'inquinamento. (Legge Merli). *Gazzetta Ufficiale* n. 141 del 29 maggio 1976.

Italia, 1994. Legge nazionale del 5 gennaio 1994, n. 36. Disposizioni in materia di risorse idriche. (Legge Galli).

Italia, 1994. Decreto Legislativo 19 settembre 1994, n.626. Attuazione delle direttive 89/391/CEE, 89/655/CEE, 89/656/CEE, 90/269/CEE, 90/270/CEE, 90/394/CEE e 90/679/CEE riguardanti il miglioramento della sicurezza e della salute dei lavoratori sul luogo di lavoro.

Italia, 1999. D.Lgs. 11 maggio 1999, n. 152. Disposizioni sulla tutela delle acque dall'inquinamento e recepimento della Direttiva 91/271/CEE concernente il trattamento delle acque reflue urbane e della Direttiva 91/676/CEE relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole *Gazzetta Ufficiale* – Supplemento Ordinario n. 246 del 20 ottobre 2000.

Italia, 2006. Decreto Legislativo 3 Aprile 2006, n. 152. Norme in materie ambientali. *Gazzetta Ufficiale* – Supplemento ordinario n. 88 del 14 aprile, pp 1-172.

Italia, 2008. Decreto Ministeriale 11 Agosto 2008, n. 187. Norme sul processo di Tipizzazione. *Gazzetta Ufficiale* – Supplemento Ordinario Serie generale n. 187 del 11 agosto 2008.

Iversen T.M., Madsen B.L., Bogestrand J., 2000. River Conservation in European Community, including Scandinavia. In : Boon P.J., Davies B.R., Petts G.E. (Eds). *Global Perspectives on River Conservation: Science, Policy and Practice*. Wiley: Chichester, Uk pp. 79-103.

Karr J.R., 1981. Assesment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, **6**:21-27.

Karr J.R., Fausch K.D., Angermier P.L., Yant P.R., Schlosser I.J., 1986. *Assesing biological integrity in running waters: A method and its rationale*. Special publication 5. Illinois Natural History Survey.

Kemp J.L., Harper D., Crosa G.A., 1999. Use of 'functional habitat' to link ecology with morphology and hydrology in river rehabilitation. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **9**:159-178.

Kohler A., 1975. Submerse Makrophyten und ihre Gesellschaften als Indikatoren der Gewässerbelastung. *Beitr Naturkd Forsch Suedwestdtschl.* **34**:149-159.

Kokes J., Zahradkova S., Nemejcova D., Hodovsky J., Jarkovsky J., Soldan T., 2006. The PERLA system in the Czech Republic: a multivariate approach for assessing the ecological status of running waters. *Hydrobiologia*, **566**:343–354.

Kolkwitz R. & Marsson M., 1909. Ökologie der tierischen Saprobien. Beiträge zur Lehre von der biologischen Gewässerbeurteilung. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, **2**:126-152.

Linke S., Norris R.H., Faith D.P., Stockwell D., 2005. ANNA: A new prediction method for bioassessment programs. *Freshwater Biology*, **50**:147–158.

Lorenz A., Feld C.K., Hering D., 2004a Typology of streams in Germany based on benthic invertebrates: ecoregions, zonation, geology and substrate. *Limnologia*, **34**: 379–389.

Lorenz A., Hering D., Feld C.K., Rolaußs P., 2004b A new method for assessing the impact of hydromorphological degradation on the macroinvertebrate fauna of five German stream types. *Hydrobiologia*, **516**: 107–127.

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

Mancini L., 2006. Organization of Biological Monitoring in the European Union. In Ziglio G., Siligardi M., Flaim G., (Eds). *Biological monitoring of rivers. Applications and Perspectives*. Water Quality Measurements series. Wiley Chichester, UK. pp 461.

Mc Garigal K., Cushman S., Stafford S., 2000. *Multivariate statistics for wildlife and ecology research*. Springer, New York. 283 pp.

Metcalfe J.L., 1989. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. *Environmental Pollution*, **60**: 101-39.

Monk W.A., Wood P.J., Hannah D.M., Wilson D.A., Extence C.A., Chadd R.P., 2006. Flow variability and macroinvertebrate community response within riverine systems. *River Research and Application*, **22**: 595-615.

Moreno J.L., Navarro C., De las Heras J., 2006. Abiotic ecotypes in south-central Spanish rivers: Reference conditions and pollution. *Environmental Pollution*, **143** :388-396.

Moretti G. P., 1983. *Tricotteri (Trichoptera). Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane*. Consiglio Nazionale delle Ricerche. 155 pp.

Muller S., 1990. Une sequence de groupements vegetaux bioindicateurs d'eutrophisation croissante des cours d'eau faiblement mineralises des Basses Vosges greseuses du Nord. *Comptes Rendus de l'Academie des Sciences Paris*, **310**:509-514.

Naiman R.J., Lonzarich D.G., Beechie T.J., Ralph S.C., 1992. General principles of classification and the assessment of conservation potential in rivers.. In: Boon P., Calow P., Petts G., (Eds.). *Rivers Conservation and Management*. Wiley & Sons, Chichester, UK. pp. 93-123.

Newson M.D., Harper D.M., Padmore C.L., Kemp J.L., Vogel B., 1998. A cost-effective approach for linking habitats, flow types and species requirements. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*, **8**: 431-446.

Niemi G.J. & McDonald M.E., 2004. Application of ecological indicators. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, **35**:89–111.

Norris R.H. & Georges A., 1993. Analysis and interpretation of benthic macroinvertebrate surveys. In: Rosenberg D.M., Resh V.H., (Eds.) *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York, NY.

Ofenböck T., Moog O., Gerritsen J., Barbour M., 2004. A stressor specific multimetric approach for monitoring running waters in Austria using benthic macro-invertebrates. *Hydrobiologia*, **516**: 251–268.

Omernick J.M., 1987. Ecoregions of the conterminous United States. *Annals of Association of American Geographers*, **77**(1):118-125.

Padmore C.L., 1998. The role of physical biotopes in determining the conservation status of flow requirements of British rivers. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, **1**: 25-35.

Pinto P., Rosado J., Morais M., Antunes I., 2004. Assesment methodology for southern siliceous basino in Portugal. *Hydrobiologia*, **516**: 191-214.

Q-GIS 0.10. Quantum GIS. Open Source Geographic Information System. 0.10 Version.

R ver. 2.8.1. The R Project for Statistical Computing, version 2.8.1. Scaricabile sul sito: <http://www.r-project.org/>

Rabeni C. F., 2000. Evaluating physical habitat integrity in relation to the biological potential of streams. *Hydrobiologia* **422**: 245–256.

Raven P.J., Fox P.J.A., Evrard M., Holmes N.T.H., & Dawson F.D., 1997. River Habitat Survey: a new system for classifying rivers according to their habitat quality. In Boon, P.J. & D.L. Howell (ed), *Freshwater Quality: Defining the Indefinable?* The Stationery Office, Edinburgh.

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 Survey, the physical character of rivers and streams in the UK and Isle of Man*. River Habitat Survey No. 2, May 1998. The Environment Agency, Bristol, 86 pp.

Raven P. J., Holmes N.T.H., Naura M., Dawson F. H., 2000. Using river habitat survey for environmental assessment and catchment plan in the U.K. *Hydrobiologia* **422**: 359-367.

Rawer-Jost C., Zenker A., Bohmer J., 2004. Reference conditions of German stream types. *Limnologica*, **34**:390-397.

Resh V.H., Norris R.H., Barbour M.T., 1995. Design and implementation of rapid bioassessment approaches for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates. *Aust. J. Ecol.* **20**:108–21.

Reynoldson T.B., Bailey R.C., Day K.E., Norris R.H., 1995. Biological guidelines for freshwater sediment based on benthic assessment of sediment (the BEAST) using a multivariate approach for predicting biological state. *Aust. J. Ecol.*, **20**:198-219.

Reynoldson, T.B., Norris, R.H., Resh, V.H., Day, K.E., Rosenberg, D.M., 1997. The reference condition: a comparison of multimetric and multivariate approaches to assess water-quality impairment using benthic macroinvertebrates. *J. N. Am. Benthol. Soc.*, **16** : 833–852.

Rivosecchi L., 1984. *Ditteri (Diptera). Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane*. Consiglio Nazionale delle Ricerche.123 pp.

- Rosenberg D.M. & Resh V.H., 1993. *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. New York: Chapman & Hall. 488 pp.
- Rossaro B. & Pietrangelo A., 1993. Macroinvertebrate distribution in streams: a comparison of CA ordination with biotic indices. *Hydrobiologia*, **263**: 109-118.
- Ruse P., 1996. Multivariate techniques relating Macroinvertebrate and environmental data from a river catchment. *Wat. Res.* **30**:3017-024.
- Sala M., 2004. Hydrogeomorphological assessment of surface and groundwater quality in the Ridaura stream, Catalan Ranges, N Iberian Peninsula. *Land Degradation and Development*, **15** (3): 311-323.
- Sanchez-Montoya M.D.M., Punti T., Suarez M.L., Vidal-Abarca M.D.R., Rieradevall M., Poquet J.M., Zamora-Munoz C., Robles S., Alvarez M., Alba-Tercedor J., Toro M., Pujante A.M., Munne A., Sprat N., 2007. Concordance between ecotypes and macroinvertebrate assemblages in Mediterranean streams. *Freshwater Biology*, **52**:2240–2255.
- Sansoni G., 1988. *Atlante per il riconoscimento dei macroinvertebrati dei corsi d'acqua italiani*. Provincia autonoma di Trento, Trento, 191 pp.
- Shannon C.E., 1948. *A Mathematical Theory of Communication*. The Bell System Technical Journal, 27: 623-656.
- Sharma S. & Moog O., 1996. *The applicability of Biotic indices and scores in water quality assessment of Nepalese rivers*. Proc. Ecohydrol. Conf. High Mount. Areas, ICIMOD, Kathmandu. pp. 641–657.
- Skoulikidis N.T., Gritzalis K.C., Kouvarda T., Buffagni A., 2004. The development of an ecological quality assessment and classification system for Greek running waters based on benthic macroinvertebrates. *Hydrobiologia*, **516**: 149-160.
- Tachet H., Bournaud M., Richoux P., 1991. *Introduction a l'étude des macroinvertébrés des eaux douces: systématique élémentaire et aperçu écologique*. Université Lyon I & Association Francaise de Limnologie (eds.), CRDP; Lyon, 155 pp.

Ter Braak C.J.F. & Prentice I.C., 1988. A theory of gradient analysis. *Advanced Ecological Research*, **18**:271-313.

Ter Braak C.J.F., 1987. The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. *Vegetatio*, **69**:69-77.

Ter Braak, C.J.F. & Smilauer P., 1997. *CANOCO, Software for Canonical community Ordination (ver. 4.02)*. Agriculture Mathematics Group, Wageningen, The Netherlands.

Testi A., Fanelli G., Bisceglie S., Pace G. e Mancini L. 2006. *Comunità animali e vegetali e qualità delle acque: un contributo all'attuazione della Direttiva 2000/60/CE in Italia*. Istituto Superiore di Sanità, Rapporto ISTISAN 06/37. Roma.

Thiebaut G., Muller S., 1995. Nouvelles données relatives à la séquence de bioindication de l'eutrophisation dans les cours d'eau faiblement minéralisés des Vosges du Nord. *Acta Botanica Galica*, **142**:627-638.

Thiebaut G., Muller S., 1998. The impact of eutrophication on aquatic macrophyte diversity in weakly mineralized streams in the Northern Vosges mountains (NE France). *Biodiversity and Conservation*, **7**:1051-1068.

UNI EN 28265, 1995. Qualità dell'acqua – progettazione e utilizzo di campionatori quantitativi di macroinvertebrati bentonici su substrati rocciosi in acque dolci poco profonde.

USEPA, 2002. *Summary of Biological Assessment Programs and Biocriteria Development for States, Tribes, Territories, and Interstate Commissions: Streams and Wadeable Rivers*, EPA-822-R-02-048, U.S. Environmental Protection Agency. Washington, D.C.

Verdonschot, P.F.M. 2006. Evaluation of the use of Water Framework Directive typology descriptors, reference sites, and spatial scale in macroinvertebrate stream typology. *Hydrobiologia*, **566**: 39-58.

Wasson, J.G., 1989. Elements pour une typologie fonctionnelle des eaux courantes. 1. Revue critique de quelques approches existantes. *Bulletin d'Ecologie* **20**: 109-127.

Wasson J.G., 1996. Structures régionales on Bassin de La Loire. *La Houille Blanche*, **6**: 25-31.

Wasson J.G., Chandesris A., Pella H., Souchon Y., 2001. *Définition des Hydro-écoregions françaises. Méthodologie de détermination des conditions de référence au sens de la Directive Cadre pour la gestion des eaux*. Technical Report, Cemagref Lyon BEA/LHQ, 68 p.

Wasson J.G., Barrera S., Barrère B., Binet D., Collomb D., Gonzales I., Gourdin F., Guyot J.L., Rocabado G., 2002a. Hydro-ecoregions of the Bolivian Amazon: a geographical framework for the functioning of river ecosystems. Pp. 69-91 in McClain M.E. (Ed.). *The Ecohydrology of South American Rivers and Wetlands*. International Association of Hydrological Sciences (IAHS) Press, Wallingford.

Wasson J.G., Chandesris A., Pella H., Blanc L., 2002b. *Définition des Hydro-écoregions françaises métropolitaines. Approche régionale de la typologie des eaux courantes et éléments pour la définition des poulements de référence d'invertébrés*. Technical Report, Cemagref Lyon BEA/LHQ. 190 p.

Whittaker R.H., 1967. Gradient analysis of vegetation. *Biol.Rev.*, **49**: 207-264.

Wright J.F., 2000. An introduction to RIVPACS. In: J.F. Wright, D.W. Sutcliffe & M.T. Furse (Eds) *Assessing the Biological Quality of Fresh Waters: RIVPACS and Other Techniques*. Freshw.Biol. Ass., Ambleside, UK. pp. 1–24.

Wright J.F., Moss D., Armitage P.D., Furse M.T., 1984. A preliminary classification of running-water sites in Great Britain based on macro-invertebrate species and the prediction of community type using environmental data. *Freshwater Biology*, **14**: 221-256.

APPENDICE 1-

PROTOCOLLO DI CAMPIONAMENTO DEI MACROINVERTEBRATI PER I FIUMI



APAT

Agenzia per la protezione
dell'ambiente e per i servizi tecnici

Metodi biologici per le acque. Parte I



MANUALE E LINEE GUIDA

XX / 2007

**PROTOCOLLO DI CAMPIONAMENTO DEI
MACROINVERTEBRATI BENTONICI DEI
CORSI D'ACQUA GUADABILI**

La realizzazione dei metodi per il campionamento e l'analisi degli elementi biologici di qualità delle acque dolci superficiali è stata coordinata dall'Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e per i servizi Tecnici (APAT) in stretta collaborazione con il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (MATTM).

L'elaborazione dei diversi protocolli è frutto della collaborazione di gruppi di lavoro, specifici per ogni elemento biologico. Si ringraziano vivamente i singoli esperti e i diversi Organismi ed Istituzioni che hanno collaborato per la realizzazione di questi metodi. L'impostazione, il coordinamento e la stesura finale dei diversi protocolli sono stati curati dal Servizio Metrologia Ambientale del Dipartimento Stato dell'Ambiente e Metrologia Ambientale in collaborazione con il Dipartimento Acque dell'APAT.

Componenti del Gruppo di lavoro:

MATTM - Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare

Sollazzo Caterina
Aste Fiorella
Scanu Gabriela

APAT – Agenzia per la protezione dell'Ambiente e per i servizi Tecnici

Belli Maria
Balzamo Stefania
Bernabei Serena
Cadoni Fabio
Martone Cristina

ISS – Istituto Superiore di Sanità, Dip. Ambiente e connessa prevenzione primaria

Mancini Laura
Ciadamidaro Simone
Pace Giorgio

CNR-IRSA

Buffagni Andrea
Pagnotta Romano

ARPA Piemonte

Battegazzore Maurizio
Morisi Angelo

Univ. Della Tuscia

Belfiore Carlo
Damiani Giovanni

ARPAS Sardegna

Floris Bruno

APPA Trento

Siligardi Maurizio

ARPA Lazio

Le Foche Marco
Casino Natale

Provincia di Viterbo

Andreani Paolo

Il documento è stato redatto da:

Andreani Paolo, Battegazzore Maurizio, Belfiore Carlo, Bernabei Serena, Buffagni Andrea, Casino Natale, Ciadamidaro Simone, Damiani Giovanni, Erba Stefania, Floris Bruno, Le Foche Marco, Mancini Laura, Martone Cristina, Morisi Angelo, Pace Giorgio, Pagnotta Romano, Siligardi Maurizio.

INDICE

1. Introduzione	6
2. Scopo.....	6
3. Riferimenti normativi	6
4. Termini e definizioni.....	7
5. Strumentazione ed attrezzatura	7
5.1 In campo.....	7
5.2 In laboratorio.....	8
6. Procedura di campionamento.....	9
6.1 Periodo di campionamento.....	9
6.2 Analisi preliminare del sito, stima della composizione in microhabitat e allocazione degli incrementi di campionamento.	9
6.3 Campionamento	10
6.4 Descrizione delle modalità di campionamento nei singoli habitat.....	11
6.5 Sottocampionamento dei macroinvertebrati in campo.....	12
6.6 Parametri di Supporto.....	12
6.7 Etichettatura	13
7. Procedure analitiche	13
7.1 Conservazione del campione e trattamento preliminare	13
7.2 Identificazione e conteggio	13
Bibliografia di approfondimento	15
Allegato A	16
Scheda Microhabitat.....	16
Allegato B.....	18
Esempio di targhetta d'identificazione.....	18
Allegato C.....	20
Scheda di rilevamento organismi	20

1. Introduzione

I macroinvertebrati bentonici sono caratterizzati da una limitata mobilità, da un lungo ciclo vitale, dalla presenza di gruppi con differente sensibilità alle cause di alterazione e da molteplici ruoli nella catena trofica. Inoltre la relativa facilità di campionamento e di identificazione di questi organismi e la loro ampia diffusione nei corsi d'acqua rendono i macroinvertebrati bentonici particolarmente adatti all'impiego nel biomonitoraggio e nella valutazione della qualità dei fiumi.

In questo documento viene proposto un protocollo di campionamento da utilizzare per la determinazione della composizione e dell'abbondanza dei macroinvertebrati bentonici, finalizzate alla valutazione dello stato ecologico dei fiumi guadabili.

Il metodo proposto si basa su un approccio multi-habitat, che prevede una raccolta dei macroinvertebrati proporzionale all'estensione relativa dei diversi habitat osservati in un sito fluviale. La presenza degli habitat nel sito di campionamento oggetto d'indagine deve essere stimata prima di procedere al campionamento stesso.

2. Scopo

Questo protocollo stabilisce un metodo per il campionamento, la determinazione e la stima quantitativa dei macroinvertebrati bentonici dei fiumi guadabili come strumento per la valutazione della qualità di tali ambienti.

Obiettivo del metodo è la raccolta di campioni di organismi macrobentonici in linea con le richieste della 2000/60/EC.

3. Riferimenti normativi

- pREN Multi-Habitat:2006 Water Quality – Guidance on pro-rata Multi-Habitat sampling of benthonic invertebrates from wadeable rivers;
- UNI EN 27828:1996 : Qualità dell'acqua – Guida al campionamento di macroinvertebrati bentonici mediante retino manuale;
- UNI EN 28265:1995: Qualità dell'acqua – progettazione e utilizzo di campionatori quantitativi di macroinvertebrati bentonici su substrati rocciosi in acque dolci poco profonde;
- E.U., 2000. Direttiva 2000/60/EC del Parlamento e del Consiglio Europeo del 23 Ottobre 2000 che stabilisce un protocollo per l'azione comunitaria in materia di acque. Official Journal of the European Communities L 327, 22.12.2000, 1-72.

4. Termini e definizioni

stato ecologico:	espressione della qualità della struttura e del funzionamento degli ecosistemi acquatici associati alle acque superficiali;
macroinvertebrati:	invertebrati visibili ad occhio nudo (> 0.5 mm);
taxa:	unità tassonomiche, per es. famiglie;
bentonico:	appartenente al fondo di un ambiente acquatico;
substrato:	materiale naturale o non-naturale su cui vengono campionati i macroinvertebrati;
incremento:	macroinvertebrati raccolti in una singola applicazione dello strumento utilizzato;
campione:	insieme degli incrementi raccolti in un sito in una specifica data di campionamento;
microhabitat:	porzione dell'ambiente fluviale caratterizzata da omogeneità di substrato e condizioni idrauliche;
riffle:	rapide;
pool:	pozze.

5. Strumentazione ed attrezzatura

5.1 In campo

- Dispositivi di protezione individuale¹;
- stivali;
- contenitore in plastica da circa 50 ml per campione;
- vaschetta in plastica;
- pennarello indelebile, matita e biro;
- cartella di supporto con schede;
- macchina fotografica digitale;
- acqua distillata;
- borsa frigo per campioni.
- pinzette;
- lente (200 mm Ø) ;
- tavolini;
- sedie;
- secchi;
- provette falcon;
- piastre Petri.

¹ Il campionamento e l'analisi in campo possono comportare dei rischi per gli operatori. Per tali motivi gli operatori che utilizzeranno questi protocolli dovranno essere formati per le attività di campionamento. Questo protocollo non ha lo scopo di definire i problemi sulla sicurezza associati al suo uso. È responsabilità degli Organi preposti all'utilizzo di definire i dispositivi più opportuni di protezione individuale e di individuare le azioni necessarie ad assicurare la sicurezza degli operatori secondo le disposizioni di legge.

Come testi di riferimento è possibile utilizzare le seguenti pubblicazioni: "APAT. *Progetto Benchmarking. Linee guida per la valutazione del rischio chimico nei laboratori delle Agenzie Ambientali*. Roma, 2006". e "APAT. *Progetto Benchmarking. Linee guida per la valutazione del rischio nelle attività territoriali delle Agenzie Ambientali*. Roma, 2006."

Fissativi

- Alcool 75 – 80%.

5.2 In laboratorio

Identificazione e conteggio

- microscopio ottico;
- microscopio stereoscopico;
- pinzette;
- piastre Petri;
- vetrini portaoggetti;
- vetrini coprioggetto;
- guide di identificazione e iconografie adatte all'habitat considerato.

5.3 Strumenti per il campionamento

Retino immanicato

Il retino immanicato viene utilizzato nel caso di habitat caratterizzati da profondità maggiori di 0,5m.

Il retino immanicato adottato deve essere compatibile con quanto contenuto nella norma EN 27828 e avere le seguenti caratteristiche:

- costruzione con materiale resistente ma non troppo pesante (ad es. lega di alluminio);
- imboccatura a telaio quadrato avente dimensioni preferibilmente di 250 x 250 mm;
- manico avente lunghezza di almeno 150 cm oppure più sezioni estensibili di manico con
- lunghezza complessiva almeno pari o superiore 150 cm (ad es. due sezioni di 100 cm, ecc.);
- sacco di rete con N. di maglie per cm lineare pari a 21, avente profondità di 60 cm.

L'aggiunta di un eventuale bicchiere terminale può aumentare la profondità a 80 cm.

Rete surber

L'uso del surber è indicato per tutti gli habitat non molto profondi (< 0,5 m e preferibilmente a campionario non completamente sommerso) a corrente elevata o scarsa.

La rete surber aperta è fornita di pareti laterali metalliche (in lega di alluminio), che individuano un'area pari a 0,1 m² (o 0,05 m²); la rete è aperta sul davanti. La forma dell'intelaiatura del retino è quadrata (o rettangolare).

Le caratteristiche della rete sono:

- dimensioni dell'intelaiatura che definiscono l'area di campionamento pari a
- 0,22 X 0,23 m e 0,32 X 0,32 m per aree unitarie rispettivamente di 0,05 e 0,1 m²;
- forma della rete a cono e di lunghezza approssimativa di 0,6-0,8 m;
- dimensioni delle maglie di 500 µm.

La rete può essere dotata della presenza di un bicchiere di raccolta nella parte terminale del sacco.

6. Procedura di campionamento

6.1 Periodo di campionamento

La maggior parte delle popolazioni di invertebrati bentonici sono soggette a cicli vitali stagionali; pertanto, per poter correttamente definire la composizione tassonomica di un sito, le abbondanze degli individui e la diversità, le stagioni di campionamento devono essere chiaramente stabilite. In molti tipi fluviali italiani, le stagioni migliori per il campionamento sono: inverno (febbraio, inizio marzo), tarda primavera (maggio), tarda estate (settembre). La stagione di campionamento più adatta è soprattutto legata al tipo fluviale in esame. In alcuni tipi fluviali il campione raccolto in diverse stagioni porta a risultati del tutto comparabili; in questi casi non è richiesta una particolare modulazione del campionamento nel corso dell'anno. tuttavia, in ogni caso, è indispensabile procedere al campionamento in regime di magra e di morbida derivate da portate decrescenti.

Va evitato il campionamento in una o più delle seguenti situazioni:

- durante o subito dopo eventi di piena (si consiglia di attendere almeno due settimane per consentire la completa ricolonizzazione dei substrati);
- durante o subito dopo periodi di secca estrema (si consiglia di attendere almeno quattro settimane);
- impedimenti a causa di fattori ambientali nella stima dell'estensione relativa degli habitat (ad esempio in caso di elevata torbidità). In quest'ultimo caso, se il campionamento viene effettuato egualmente, è possibile segnalare sulla Scheda Microhabitat che il campionamento è avvenuto in condizioni non ottimali per la corretta quantificazione della presenza dei diversi microhabitat.

6.2 Analisi preliminare del sito, stima della composizione in microhabitat e allocazione degli incrementi di campionamento.

Il sito campionato deve essere rappresentativo di un tratto più ampio del fiume in esame cioè, se possibile, dell'intero corpo idrico come previsto dalla Direttiva 2000/60.

La procedura di campionamento richiede un'analisi della struttura in habitat del sito. Dopo aver selezionato l'idonea sezione fluviale adatta alla raccolta del campione di invertebrati acquatici si richiede la compilazione della "scheda rilevamento microhabitat" (allegato A) che includa i seguenti punti:

- 1) identificazione dei mesohabitat;
- 2) riconoscimento dei microhabitat presenti;
- 3) valutazione della loro estensione relativa (percentuali);
- 4) attribuzione del numero di incrementi per ciascun microhabitat.

Dopo la compilazione della scheda si procede alla stima delle percentuali di presenza nel sito dei singoli microhabitat e si definisce il numero di unità di campionamento (incrementi) da raccogliere in ciascun microhabitat.

Dal momento che il numero totale di incrementi da raccogliere è 10 la percentuale di occorrenza dei singoli habitat viene registrata a intervalli del 10%. Ogni 10% corrisponderà quindi ad un incremento. Per definire le percentuali di occorrenza dei microhabitat, il substrato minerale e quello biotico devono essere considerati come un unico insieme. La somma di tutti gli habitat registrati (minerali e biotici) deve dare 100%.

All'interno del tratto fluviale esaminato, gli incrementi devono essere adeguatamente distribuiti tra centro alveo e rive, habitat lentici ed habitat lotici.

Il numero di incrementi da effettuare in ciascun microhabitat viene attribuito in relazione all'estensione relativa (percentuale) dei singoli microhabitat. La tabella 1 fornisce una lista dei principali microhabitat che include nove microhabitat minerali e otto biotici.

Tab. 1 - Lista e descrizione dei principali microhabitat rinvenibili nei fiumi italiani.

Microhabitat	Codice	Descrizione
Limo/Argilla < 6 μ	ARG	Substrati limosi, anche con importante componente organica, e/o substrati argillosi composti da materiale di granulometria molto fine che rende le particelle che lo compongono adesive, compattando il sedimento che arriva talvolta a formare una superficie solida.
Sabbia 6 μ -2 mm	SAB	Sabbia fine e grossolana
Ghiaia 0.2-2 cm	GHI	Ghiaia e sabbia grossolana (con predominanza di ghiaia)
Microlithal* 2- 6 cm	MIC	Pietre piccole
Mesolithal* 6-20 cm	MES	Pietre di medie dimensioni
Macrolithal* 20-40 cm	MAC	Pietre grossolane della dimensione massima di un pallone da rugby
Megalithal* > 40 cm solo	MGL	Pietre di grosse dimensioni, massi, substrati rocciosi di cui viene campionata solo la superficie
Artificiale (e.g. cemento)	ART	Cemento e tutti i substrati immessi artificialmente nel fiume
Igropetrico	IGR	Sottile strato d'acqua su substrato solido generalmente ricoperto di muschi

¹ (le dimensioni indicate si riferiscono all'asse intermedio)

Alghe	AL	Principalmente alghe filamentose; anche Diatomee o altre alghe in grado di formare spessi feltri perifitici
Macrofite sommerse muschi,	SO	Macrofite acquatiche sommerse. Sono da includere nella categoria anche Characeae, etc.
Macrofite emergenti	EM	Macrofite emergenti radicate in alveo (e.g. <i>Thypha</i> , <i>Carex</i> , <i>Phragmites</i>)
Parti vive di piante terrestri (TP)	TP	Radici fluitanti di vegetazione riparia (e.g. radici di ontani)
Xylal (legno)	XY	Materiale legnoso grossolano e.g. rami, legno morto, radici (diametro almeno pari a 10 cm)
CPOM	CP	Deposito di materiale organico particellato grossolano (foglie, rametti)
FPOM	FP	Deposito di materiale organico particellato fine
Film batterici <i>Beggiatoa</i> ,	BA	Funghi e sapropel (e.g. <i>Sphaerotilus</i> , <i>Leptomitus</i>), solfobatteri (e.g. <i>Thiothrix</i>)

6.3 Campionamento

Il campionamento deve essere iniziato dal punto più a valle dell'area oggetto d'indagine proseguendo verso monte, in modo da non disturbare gli habitat prima del campionamento.

La tecnica di campionamento con la rete Surber prevede l'utilizzo delle mani (sempre con l'ausilio di guanti di adeguata lunghezza) per la rimozione del substrato ed è importante che la rete sia ben aderente al fondo e che sia posizionata controcorrente. Nel caso di uso di retino immanicato si può procedere al campionamento sia utilizzando i piedi per smuovere il fondo, sia utilizzando le mani. Il campionamento utilizzando i piedi per smuovere il fondo tramite retino immanicato, è sicuramente necessario per gli habitat caratterizzati da elevata profondità dell'acqua (> 40 cm); in tali condizioni, il campionatore deve essere tenuto verticale, in opposizione alla corrente, a valle dei piedi dell'operatore e il substrato fluviale deve essere rimosso con energia tramite il movimento dei piedi che devono smuovere dal fondo del fiume substrato e animali.

In entrambi i casi il campione viene raccolto smuovendo il substrato localizzato a monte della rete in un'area definita (vedi norma EN 27828). Il campionamento dovrà essere effettuato su un'area complessiva di $0,5 \text{ m}^2$. L'area di $0,5 \text{ m}^2$ si raggiunge raccogliendo 10 incrementi ciascuno di area pari a $0,05 \text{ m}^2$. Nonostante il campione finale sia costituito dal totale degli incrementi raccolti, per facilità di smistamento degli animali, gli incrementi caratterizzati da presenza di detrito vegetale e quelli effettuati su substrati fini possono, se necessario, essere raccolti e smistati separatamente (e.g. argilla, sabbia) dal resto degli incrementi.

6.4 Descrizione delle modalità di campionamento nei singoli habitat

Nel seguito sono riportati alcuni accorgimenti da utilizzare per il campionamento in alcuni microhabitat specifici.

Megalithal (roccia e grossi massi)

Nel caso dell'habitat *megalithal*, può essere efficacemente campionata solo la superficie della roccia e/o dei grossi massi. Infatti, a causa delle sue dimensioni, tale substrato non è di norma sollevabile. In questo caso la superficie del megalithal deve essere raschiata in diverse posizioni (sulla parte anteriore e sui lati dell'eventuale masso), spostando se necessario la rete sulla superficie del megalithal, in modo da rispettare comunque la superficie da campionare. Ove siano presenti, e incluse tra gli habitat da campionare, aree caratterizzate da substrato di grandi dimensioni (cioè Mega e Macrolithal), l'uso della rete Surber mediante la tecnica tradizionale può risultare difficoltoso.

Macrolithal e mesolithal (pietre e ciottoli)

Il campionamento inizia smuovendo il substrato in superficie per rimuovere gli organismi più superficiali.

Si procede spostando le pietre e pulendole a fondo per favorire il distacco degli organismi sessili. Il campionamento sul fondo del corso d'acqua viene effettuato fino ad una profondità di circa 10-15 cm. Per facilitare la rimozione del substrato ci si può avvalere dell'uso di un cacciavite o altro attrezzo idoneo alla rimozione dal fondo. Nelle aree caratterizzate da una corrente scarsa si deve creare una corrente con il movimento delle mani in modo da indurre gli animali ad entrare nella rete.

Microlithal e substrati a granulometria fine (piccole pietre, ghiaia, sabbia)

Nel caso della presenza di questa tipologia di habitat, è necessario muovere il substrato fino a una profondità di 5-10 cm nell'area delimitata a monte del posizionamento della rete stessa. La movimentazione del substrato deve essere effettuata cercando di evitare che grandi quantità di substrato fine entrino nella rete.

In caso di corrente molto scarsa, si suggerisce di smuovere il substrato e, se necessario, canalizzare il flusso con le mani affinché gli animali entrino nella rete; in tali condizioni è

possibile muovere la rete nella colonna d'acqua attraverso la nuvola dei sedimenti eventualmente sollevati, catturando gli animali che si sono staccati dal substrato.

Xylal

Il campionamento deve essere effettuato cercando di evitare la raccolta di materiale legnoso depositatosi in tempi molto recenti e quindi non ancora ben colonizzato. Il metodo migliore per separare gli organismi dal supporto legnoso è quello di prelevare il materiale legnoso, riporlo in una vaschetta/secchio e lavarlo con vigore in acqua in modo che gli animali si stacchino dal substrato.

Parti vive di piante terrestri – TP (radichette sommerse alla base della sponda)

Dopo avere posizionato la rete attorno alle radici, avendo cura di non lasciare spazi vuoti, si procede a scuotere vigorosamente le radici all'interno della rete, ripulendole dagli animali.

CPOM (detrito fogliare)

Una volta raccolto, il detrito fogliare deve essere accuratamente lavato per favorire il distacco degli animali dal detrito organico. È bene tenere separato il CPOM dagli altri incrementi per facilitarne lo smistamento.

Macrofite (emergenti e sommerse)

Il campionamento avviene smuovendo le macrofite nell'area da campionare. Se l'attività di monitoraggio richiede un'analisi di dettaglio si dovrebbero asportare – ed eventualmente portare in laboratorio – alcuni campioni di macrofite per un'ispezione più accurata che consenta la cattura dei taxa che non vengono facilmente rimossi dal semplice vigoroso lavaggio delle macrofite durante il campionamento.

6.5 Sottocampionamento dei macroinvertebrati in campo

Durante lo smistamento in campo dei taxa bentonici, è possibile effettuare, limitatamente ai taxa che presentano densità elevate, un processo di sottocampionamento. A tal proposito, sarà opportuno, dopo aver distribuito uniformemente il campione nelle vaschette di smistamento o nei secchi, prelevare aliquote via via minori di campione da analizzare. Ad esempio, se alcuni taxa presentano densità molto elevate, si potrà procedere alla raccolta ad esempio di Gammaridae, Baetidae, Tubificidae, Hydropsychidae, dopo aver prelevato ad esempio, mediante successivi trasferimenti, circa il 50% del 25% del campione (cioè un ottavo dello stesso). Si avrà cura di segnare sull'apposita scheda di rilevamento degli organismi (Allegato C) il fattore di sottocampionamento utilizzato per i singoli taxa. Potrà essere utile procedere ad un frazionamento multiplo del campione, ripetendo la stima per uno, due o più sottocampioni. Il computo totale degli organismi di ciascuno di tali taxa deriverà quindi dalla somma degli individui effettivamente raccolti (prima della stima) e del numero stimato attraverso la moltiplicazione di quelli presenti nel sottocampione/i considerato/i per il fattore di sottocampionamento.

6.6 Parametri di Supporto

Ai fini di una caratterizzazione di maggior dettaglio della stazione, devono essere annotati sulla “Scheda microhabitat” i valori relativi a parametri quali pH, conducibilità, ossigeno e

temperatura, in quanto parametri fortemente condizionanti la distribuzione e la composizione delle comunità macrobentoniche.

6.7 Etichettatura

Etichettare il campione con riferimenti circa (vd modulo allegato):

- data di campionamento
- stazione
- nome del fiume
- area di campionamento (riffe/pool)
- n° di incrementi a cui il campione corrisponde

7. Procedure analitiche

7.1 Conservazione del campione e trattamento preliminare

Per il trattamento del campione in campo ed in laboratorio e per la conservazione si rimanda al manuale Ghetti (1997).

7.2 Identificazione e conteggio

Il livello di identificazione tassonomica minimo richiesto è quello riportato in tab. 3; in genere il campione può essere smistato *in toto* sul campo. Gli individui raccolti con la rete vengono trasferiti in vaschette e quindi si procede allo smistamento e alla stima delle abbondanze dei diversi taxa. In generale si richiede il conteggio preciso degli organismi fino alla soglia dei dieci individui. Per i taxa il cui numero di individui superi tale soglia si ritiene praticabile fornire direttamente un'indicazione della stima mediante conteggio approssimativo, anziché limitarsi a valutare solo la classe di abbondanza.

Per la maggior parte dei taxa, sarà possibile effettuare la stima finale dell'abbondanza direttamente in campo, mentre per alcuni organismi, quelli che richiedono controlli o approfondimenti tassonomici, sarà necessaria una verifica in laboratorio.

Tab. 2 - Limiti per la definizione delle Unità Sistematiche (U.S.) di macroinvertebrati

Gruppi faunistici	Livelli di determinazione tassonomica per definire le "Unità Sistematiche"
Plecotteri	genere
Efemerotteri	genere
Tricotteri	famiglia
Coleotteri	famiglia
Odonati	genere
Ditteri	famiglia
Eterotteri	famiglia
Crostacei	famiglia
Gasteropodi	famiglia
Bivalvi	famiglia

Tricladi	genere
Irudinei	genere
Oligocheti	famiglia

Bibliografia di approfondimento

APAT & IRSA-CNR, 2003. Metodi Analitici per le Acque. Indicatori biologici. 9010. Indice biotico esteso (I.B.E.). APAT Manuali e Linee guida 29/2003 (vol.3): 1115-1136.

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.

BUFFAGNI A., ERBA S., (2007). Macroinvertebrati acquatici e Direttiva 2000/60/EC (WFD) – Parte A. Metodo di campionamento per i fiumi guidabili. Notiziario dei Metodi Analitici. In pubblicazione.

EUROPEAN COMMUNITY, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal of the European Communities L 327, 22.12.2000: 1-72.

FURSE M. T., HERING D., MOOG O., VERDONSCHOT P.F.M., SANDIN L., BRABEC K., GRITZALIS K., BUFFAGNI A., PINTO P., FRIBERG N., MURRAY-BLIGH J., KOKES, J., ALBER R., USSEGLIO- OLATERA P., HAASE P., SWEETING R., BIS B., SZOSZKIEWICZ K., SOSZKA H., SPRINGE G., SPORKA F. & RNO I., 2006. The STAR project: context, objectives and approaches. *Hydrobiologia* 566: 3-29.

GHETTI P. F., 1997. Indice Biotico Esteso (I.B.E.). I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti. Provincia Autonoma di Trento, pp. 222.

Guide per il riconoscimento:

Sansoni G. (1988): “Atlante per il riconoscimento dei macroinvertebrati dei corsi d’acqua italiani”, Provincia Autonoma di Trento, Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale.

Allegato A
Scheda Microhabitat

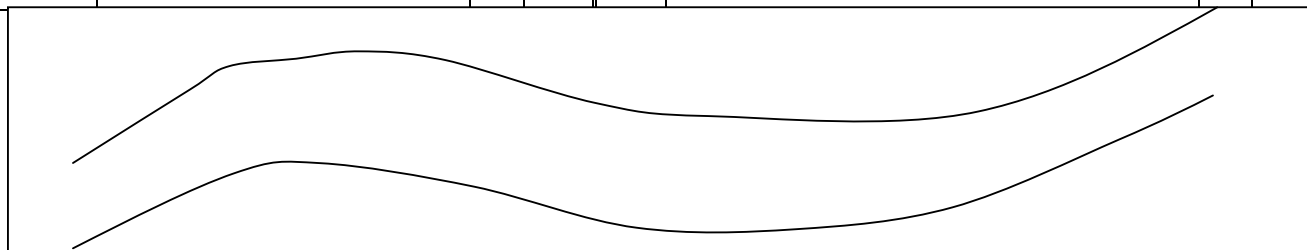
SCHEDA RILEVAMENTO MICROHABITAT

Fiumi guadabili

FIUME	SITO
Data 200	Operatore

Fondo del fiume visibile ☐ sì ☐ no
Strumento ☐ surber ☐ retino altro:
Area totale campionata ☐ 0.5 m²
Altri protocolli biologici ☐ Diatomee ☐ Macrofite ☐ Pesci
Indagini di supporto ☐ macrodescrittori ☐ Idromorfologia altro:
 Parametri chimico-fisici²: O₂ pH T °C Conducibilità (μS/cm²)

cod		%	n° R	cod		%	n° R
IGR	Igropetrico strato d'acqua su roccia spesso ricoperta da muschi			AL	macro-micro alghe alghe verdi visibili macroscopicamente		
MGL	megalithal pietre e massi che superano i 40 cm (asse intermedio)			SO	macrofite sommerse inclusi muschi e Characeae		
MAC	macrolithal pietre comprese tra 20 e 40 cm			EM	macrofite emergenti (Thypha, Carex, Phragmites)		
MES	mesolithal pietre tra 6 e 20 cm			TP	parti vive di piante terrestri radici fluitanti di vegetazione riparia		
MIC	microlithal ciottoli tra 2 e 6 cm			XY	xylal (legno) legno morto, rami, radici		
GHI	ghiaia (tra 2 mm e 2 cm)			CP	CPOM depositi di materiale organico grossolano		
SAB	sabbia (tra 6μ e 2 mm)			FP	FPOM depositi di materiale organico fine		
ARG	argilla (minore di 6μ)			BA	film batterici, funghi e sapropel		
ART	artificiale						



² Le misure di pH e conducibilità possono essere eseguite in laboratorio.

Allegato B
Esempio di targhetta d'identificazione

Campione di Macroinvertebrati	
Scheda di rilevamento n° _____	Campione n° _____
Fiume/Lago _____	Sito _____
Data _____	Operatore _____
**NOTE: _____ _____ _____	

****** specificare la tipologia di substrato campionato e il tipo di conservante usato.

Allegato C
Scheda di rilevamento organismi

<i>fiume</i>	<i>località</i>
<i>data</i>	<i>operatore</i>

☐ *Surber*
☐ *Retino*

			1 10	10 100	101 200	201 300	> 300
PLEC	<i>Amphinemura</i>						
	<i>Brachyptera</i>						
	<i>Capnia</i>						
	<i>Capnioneura</i>						
	<i>Capnopsis</i>						
	<i>Chloroperla</i>						
	<i>Dictyogenus</i>						
	<i>Dinocras</i>						
	<i>Isogenus</i>						
	<i>Isoperla</i>						
	<i>Leuctra</i>						
	<i>Nemoura</i>						
	<i>Nemurella</i>						
	<i>Perla</i>						
	<i>Perlodes/Besdolus</i>						
	<i>Protonemura</i>						
	<i>Rhabdiopteryx</i>						
	<i>Siphonoperla</i>						
	<i>Taeniopteryx</i>						
	<i>Tyrrhenoleuctra</i>						
	<i>Xanthoperla</i>						
	Plecoteri altri gen.						
TRIC	<i>Beraeidae</i>						
	<i>Brachycentridae</i>						
	<i>Ecnomidae</i>						
	<i>Glossosomatidae</i>						
	<i>Goeridae</i>						
	<i>Helicopsychidae</i>						
	<i>Hydropsychidae</i>						
	<i>Hydroptilidae</i>						
	<i>Lepidostomatidae</i>						
	<i>Leptoceridae</i>						
	<i>Limnephilidae</i>						
	<i>Odontoceridae</i>						
	<i>Philopotamidae</i>						
	<i>Phryganeidae</i>						
	<i>Polycentropodidae</i>						
	<i>Psychomyidae</i>						
	<i>Rhyacophilidae</i>						

	<i>Sericostomatidae</i>						
			1 10	10 100	101 200	201 300	> 300
	<i>Thremmatidae</i>						
	Tricotteri altre fam.						
EFEM	<i>Ametropus</i>						
	<i>Baetis</i>						
	<i>Brachycercus</i>						
	<i>Caenis</i>						
	<i>Centroptilum</i>						
	<i>Choroterpes</i>						
	<i>Cloeon</i>						
	<i>Ecdyonurus</i>						
	<i>Electrogena</i>						
	<i>Epeorus</i>						
	<i>Ephemera</i>						
	<i>Ephemerella</i>						
	<i>Ephoron</i>						
	<i>Habroleptoides</i>						
	<i>Habrophlebia</i>						
	<i>Heptagenia</i>						
	<i>Oligoneuriella</i>						
	<i>Paraleptophlebia</i>						
	<i>Potamanthus</i>						
	<i>Procloeon</i>						
	<i>Pseudocentroptilum</i>						
	<i>Rhithrogena</i>						
	<i>Siphonurus</i>						
	<i>Torleya</i>						
	<i>Thraulius</i>						
ODON							
	<i>Aeschna</i>						
	<i>Anax</i>						
	<i>Boyeria</i>						
	<i>Brachythemis</i>						
	<i>Brachytron</i>						
	<i>Calopteryx</i>						
	<i>Cercion</i>						
	<i>Ceriagrion</i>						
	<i>Chalcolestes</i>						
	<i>Coenagrion</i>						
	<i>Cordulegaster</i>						
	<i>Cordulia</i>						
	<i>Crocothemis</i>						
	<i>Enallagma</i>						
	<i>Epithea</i>						
	<i>Erithromma</i>						

			1 10	10 100	101 200	201 300	> 300
	<i>Gomphus</i>						
	<i>Hemianax</i>						
	<i>Ischnura</i>						
	<i>Ladona</i>						
	<i>Lestes</i>						
	<i>Leucorrhinia</i>						
	<i>Libellula</i>						
	<i>Lyndenia</i>						
	<i>Onychogomphus</i>						
	<i>Ophiogomphus</i>						
	<i>Orthetrum</i>						
	<i>Oxygastra</i>						
	<i>Paragomphus</i>						
	<i>Platetrum</i>						
	<i>Platynemis</i>						
	<i>Pyrrhosoma</i>						
	<i>Selysiothemis</i>						
	<i>Somatochlora</i>						
	<i>Stylurus</i>						
	<i>Sympecma</i>						
	<i>Sympetrum</i>						
	<i>Tarnetrum</i>						
	<i>Trithemis</i>						
	Odonati altri gen.						
COLE	<i>Chrysomelidae</i>						
	<i>Dryopidae</i>						
	<i>Dytiscidae</i>						
	<i>Elminthidae = Elmidae</i>						
	<i>Eubriidae</i>						
	<i>Gyrinidae</i>						
	<i>Haliplidae</i>						
	<i>Helodidae = Scirtidae</i>						
	<i>Helophoridae</i>						
	<i>Hydraenidae</i>						
	<i>Hydrochidae</i>						
	<i>Hydrophilidae</i>						
	<i>Hydroscaphidae</i>						
	<i>Hygrobiidae</i>						
	<i>Limnebiidae</i>						
	<i>Spercheidae</i>						
	<i>Sphaeridiidae</i>						
	Coleotteri altre fam.						

			1 10	10 100	101 200	201 300	> 300
DITT	<i>Anthomyidae/Muscidae</i>						
	<i>Athericidae</i>						
	<i>Blephariceridae</i>						
	<i>Ceratopogonidae</i>						
	<i>Chaoboridae</i>						
	<i>Chironomidae</i>						
	<i>Cordyluridae</i>						
	<i>Culicidae</i>						
	<i>Cylindrotomidae</i>						
	<i>Dixidae</i>						
	<i>Dolichopodidae</i>						
	<i>Empididae</i>						
	<i>Ephydriidae</i>						
	<i>Limoniidae</i>						
	<i>Psychodidae</i>						
	<i>Ptychopteridae</i>						
	<i>Rhagionidae</i>						
	<i>Sciomyzidae</i>						
	<i>Simuliidae</i>						
	<i>Stratiomyidae</i>						
	<i>Syrphidae</i>						
	<i>Tabanidae</i>						
	<i>Thaumaleidae</i>						
	<i>Tipulidae</i>						
	Ditteri altre fam.						
ETER	<i>Aphelocheiridae</i>						
	<i>Corixidae</i>						
	<i>Gerridae</i>						
	<i>Hebridae</i>						
	<i>Hydrometridae</i>						
	<i>Mesoveliidae</i>						
	<i>Naucoridae</i>						
	<i>Nepidae</i>						
	<i>Notonectidae</i>						
	<i>Ochteridae</i>						
	<i>Pleidae</i>						
	<i>Veliidae</i>						
	Eterotteri altre fam.						
CROS	<i>Asellidae</i>						
	<i>Astacidae *</i>						
	<i>Atyidae</i>						

			1 10	10 100	101 200	201 300	> 300
	<i>Crangonyctidae</i>						
	<i>Gammaridae</i>						
	<i>Niphargidae</i>						
	<i>Ostracoda</i>						
	<i>Palaemonidae</i>						
	<i>Potamidae</i>						
	<i>Spinicaudata</i>						
	Crostacei altre fam.						
GAST	<i>Acroloxiidae</i>						
	<i>Ancylidae</i>						
	<i>Bythiniidae</i>						
	<i>Emmericiidae</i>						
	<i>Hydrobioidae</i>						
	<i>Lymnaeidae</i>						
	<i>Neritidae</i>						
	<i>Physidae</i>						
	<i>Planorbidae</i>						
	<i>Pyrgulidae</i>						
	<i>Valvatidae</i>						
	<i>Viviparidae</i>						
	Gasteropodi altre fam.						
BIVA	<i>Dreissenidae</i>						
	<i>Pisidiidae</i>						
	<i>Sphaeriidae</i>						
	<i>Unionidae</i>						
	Bivalvi altre fam.						
IRUD	<i>Batracobdella</i>						
	<i>Cystobranchnus</i>						
	<i>Dina</i>						
	<i>Erpobdella</i>						
	<i>Glossiphonia</i>						
	<i>Haemopsis</i>						
	<i>Helobdella</i>						
	<i>Hemiclepsis</i>						
	<i>Hirudo</i>						
	<i>Limnatis</i>						
	<i>Piscicola</i>						
	<i>Placobdella</i>						
	<i>Theromyzon</i>						
	<i>Trocheta</i>						
	Irudinei altri gen.						

			1 10	10 100	101 200	201 300	> 300
OLIG	<i>Enchytraeidae</i>						
	<i>Haplotaxidae</i>						
	<i>Lumbricidae</i> e/o <i>Criodrilidae</i>						
	<i>Lumbriculidae</i>						
	<i>Naididae</i>						
	<i>Propappidae</i>						
	<i>Tubificidae</i>						
	Oligocheti altre fam.						
TRICLA	<i>Crenobia</i>						
	<i>Dendrocoelum</i>						
	<i>Dugesia</i>						
	<i>Planaria</i>						
	<i>Polycelis</i>						
	Tricladi altri gen.						
ALTRI	<i>Briozoa</i>						
	<i>Gordiidae</i>						
	<i>Hydracarina</i>						
	<i>Prostoma</i> (Nemertini)						
	<i>Osmylidae</i>						
	<i>Sialidae</i>						
	<i>Spongillidae</i>						
	Altri taxa						

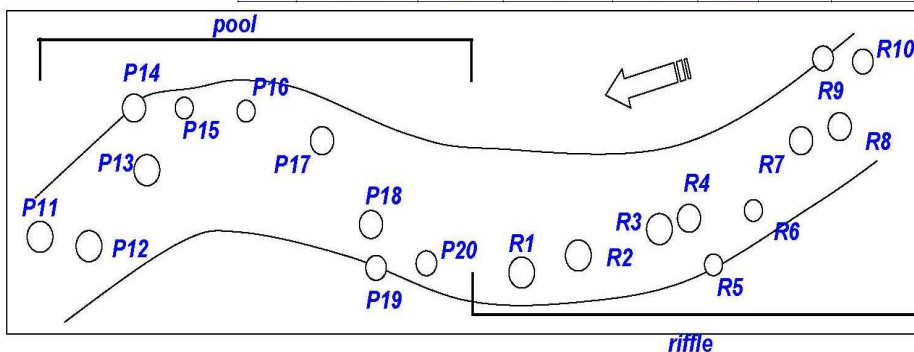
APPENDICE 2-

ESEMPIO DI SCHEDA DI CAMPIONAMENTO UTILIZZATA IN QUESTO STUDIO

FIUME RISIERE				SITO Tuscania	
Data	10	10	2006	Campionatore Giorgio Pace	

cod		R	P	cod		R	P
HYG	hygropetric water on solid substrate			MAA	macro-algae filamentous algae, algal tufts		
MEG	megalithal > 40 cm			MIA	micro-algae diatoms and other algae		
MAC	macrolithal > 20 cm to 40 cm			SUB	submerged macrophytes macrophytes incl. moss & Characeae	1	
MSO	mesolithal > 6 cm to 20 cm	1		EME	emergent macrophytes(Thypha, Carex)		
MIC	microlithal > 2 cm to 6 cm	4		TPL	living part of terrest. plants fine roots, floating riparian vegetation	1	1
AKA	akal > 2 mm to 2 cm	3	3	XYL	xylal (wood) dead wood, branches, roots		
PSA	psammal > 6µ to 2 mm		3	CPO	CPOM coarse particulated organic matter	1	2
ARG	argyllal < 6			FPO	FPOM fine particulated organic matter		
ART	artificial			DEB	debris organic and inorganic matter deposited within the splash zone area		
				SEW	Sewage bacteria, fungi and sapropel		

RIFFLE		Microhabitat	FT	Depth cm	Vcm/s	FH	Dist SN	Dist. DX		
FlowType [FT]	FF	Free Fall	R1	MSO	UW	17	60	Rif	120	22
	CH	Chute	R2	MIC	RP	14	45	Rif	48	100
	BW	Broken Wave	R3	MIC	RP	22	55	Rif	60	85
	UW	Unbroken wave	R4	AKA	SM	18	40	Rif	90	75
	CF	Chaotic flow	R5	TPL	RP	6	45	RSM	0	135
	RP	Ripples	R6	CPO	SM	24	48	RR	40	90
	UP	Upwelling	R7	MIC	SM	27	32	Rif	75	65
	SM	Smooth	R8	MIC	RP	13	70	Rif	70	70
	NP	Not perceivable	R9	AKA	SM	17	55	RSM	150	0
	NO	Not Observed	R10	AKA	RP	20	60	Rif	135	20
Functional Habitat [FH]		P11	AKA	SM	24	28	Pool	110	30	
Riffle		P12	PSA	SM	20	20	Pool	65	80	
Pool		P13	AKA	RP	18	32	Pool	90	50	
Bed	Bedrock	P14	TPL	NP	18	0	RSM	160	0	
TRA	Transition	P15	PSA	NP	23	0	Pool	135	12	
RCM	Riva con Macrofite	P16	PSA	RP	16	28	RR	120	25	
RSM	Riva senza	P17	AKA	SM	27	14	Pool	90	30	
RR	RunRiffle	P18	CPO	SM	14	12	Pool	40	95	
		P19	SUB	NP	17	0	RCM	0	155	
		P20	CPO	SM	18	16	Pool	30	120	
POOL										



APPENDICE 3- LISTE FAUNISTICHE

CODICE SITI	Leu 1	Nem 2	Prot 3	Iso 4	Tae 5	Bab 6	Bam 7	Bar 8	BaA 9	BaB 10	Cen 11	Clo 12	Pro 13	Ca1 14	Ca3 15	Ca5 16	Ser 17	Eph 18	Ecd 19	Hep 20	Rhi 21
P_Acq(3)	15	0	0	0	0	4	0	0	2	0	0	0	0	0	0	17	2	0	9	28	0
P_AcqM(4)	2	2	17	19	0	4	2	28	0	0	0	0	0	61	11	30	2	0	4	4	0
P_ArlM(4)	0	0	266	2	0	0	9	2	0	0	11	0	0	2	0	0	2	113	28	0	0
P_ARL(3)	255	0	2	0	0	0	84	61	0	0	537	0	0	149	0	0	17	251	214	0	0
P_ARL(1)	41	0	0	0	0	2	50	108	0	0	0	0	0	30	0	0	104	87	78	0	0
P_Arlv(4)	6	0	2	0	0	0	0	11	0	0	6	0	0	201	0	0	19	45	17	0	0
P_Cas(3)	0	0	0	0	0	0	0	487	2	0	0	0	0	56	0	0	0	0	0	0	0
P_Cas(4)	0	0	0	0	0	17	0	1719	0	0	0	0	0	206	0	0	0	0	2	0	0
P_Cas(1)	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	688	0	0	2	0	0	0	0
P_Chil(1)	206	0	6	0	0	0	61	115	0	0	0	0	0	4	0	0	437	2	30	15	0
P_Chim(3)	208	0	0	0	6	0	0	19	0	0	0	0	0	0	0	65	0	39	15	24	0
P_Chiv(4)	238	0	82	4	0	0	26	35	0	0	4	0	0	17	0	6	9	0	0	26	0
P_FagM(4)	104	9	13	43	0	0	400	52	0	0	576	4	0	574	0	0	0	28	52	0	0
P_FAG(3)	188	0	0	0	0	0	0	0	0	0	158	0	0	340	0	0	0	1271	67	9	0
P_FAG(1)	606	0	0	2	0	0	0	22	0	0	41	0	0	1522	0	0	320	329	117	0	0
P_Fre(3)	0	0	0	0	0	214	0	0	6	0	0	0	0	0	0	4	0	0	2	0	0
P_Fre(1)	0	0	0	0	0	69	0	45	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0
P_Fre(4)	0	0	0	0	0	102	0	9	0	0	0	0	0	4	2	2	0	0	0	4	0
P_Lej(3)	413	0	2	0	0	50	0	22	0	0	0	0	0	6	0	41	0	24	2	61	0
P_Lej(4)	4	0	15	19	0	0	54	48	0	0	0	0	0	2	134	74	0	9	48	104	0
P_LejM(1)	132	0	6	0	0	0	4	15	0	0	0	0	0	2	0	188	13	22	9	32	0
P_Mce(3)	2	0	348	0	0	0	0	48	0	0	0	0	0	0	0	764	0	0	35	11	0
P_Mce(1)	0	0	115	0	0	0	35	41	0	0	0	0	0	0	0	1422	0	0	2	2	0
P_Mcem(4)	0	0	97	0	0	0	13	422	0	0	0	0	0	0	0	3937	0	0	2	0	0
P_Mpa(1)	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P_Mpa(4)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	26	0	0	0	0
P_Par(3)	2	0	0	0	0	0	2	17	0	0	0	0	0	119	0	0	0	2	0	0	0
P_Parm(1)	214	0	0	2	0	0	26	50	0	0	2	0	6	56	0	0	827	247	223	0	0
P_Rig(4)	9	0	6	95	0	28	416	301	0	0	0	0	0	65	403	24	219	0	100	134	0
P_Rig(1)	799	0	0	24	0	11	281	91	0	0	0	0	0	9	106	52	260	2	32	9	0
P_Ris(3)	6	0	0	0	0	24	0	11	2	0	2	0	0	0	0	39	0	0	0	2	0
P_VCA(3)	93	0	0	0	0	0	4	4	0	4	0	0	0	775	0	0	0	273	184	0	0
P_VCA(1)	87	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	498	0	0	82	61	65	4	0
P_Vcam(4)	584	2	0	0	0	0	48	22	0	0	0	0	9	325	0	0	0	113	264	0	0
R_Acq(3)	71	0	0	0	0	13	0	9	28	9	0	0	0	0	2	67	11	0	11	26	0
R_AcqM(4)	2	0	675	67	0	9	2	48	0	0	0	0	0	6	24	17	6	0	0	0	0
R_ArlM(4)	2	0	571	11	0	0	78	221	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	41	0	0
R_ARL(3)	136	0	139	0	0	0	338	58	0	0	2	0	0	74	0	0	15	229	203	0	0
R_ARL(1)	54	0	76	0	0	2	225	54	0	0	0	0	0	0	0	0	299	9	4	0	0
R_Arlv(4)	26	0	56	0	0	0	26	177	0	2	4	0	0	504	0	0	54	43	123	0	0
R_Cas(3)	2	0	0	0	0	13	0	1680	6	0	0	0	0	82	0	0	0	0	0	0	0
R_Cas(4)	0	0	0	0	0	2	0	3071	0	0	0	0	0	119	2	0	2	0	2	0	0
R_Cas(1)	4	0	0	0	0	17	0	487	0	0	0	0	0	104	0	0	37	0	0	0	0
R_Chil(1)	1071	0	190	17	0	0	203	424	0	13	0	0	0	13	0	9	647	0	32	22	24
R_Chim(3)	167	0	2	0	13	0	0	56	0	0	0	0	0	0	0	26	0	26	17	15	0
R_Chiv(4)	158	0	485	24	0	0	24	156	0	15	0	0	0	0	0	0	0	0	11	22	28
R_FagM(4)	108	11	74	171	0	0	630	299	0	0	0	0	0	180	0	0	0	11	65	0	0
R_FAG(3)	429	0	35	0	4	0	13	312	0	0	0	0	0	6	0	0	0	22	251	2	0
R_FAG(1)	1154	0	643	19	0	0	24	407	0	0	0	0	0	156	0	0	532	11	290	0	0
R_Fre(3)	0	0	0	0	0	180	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
R_Fre(1)	0	0	0	0	0	67	0	61	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0
R_Fre(4)	2	0	4	0	0	136	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	4	2	0
R_Lej(3)	576	0	11	0	0	76	4	117	0	0	0	0	0	2	0	11	4	9	15	76	0
R_Lej(4)	0	0	4	17	0	0	110	110	0	0	0	0	0	2	195	28	2	2	48	158	0
R_LejM(1)	275	0	32	2	0	0	11	6	0	0	0	0	0	15	9	132	35	2	2	15	0
R_Mce(3)	9	0	249	0	0	0	9	225	0	0	0	0	0	0	0	597	0	0	106	9	0
R_Mce(1)	0	0	195	74	0	0	78	121	0	0	0	0	0	39	0	171	0	0	17	0	0
R_Mcem(4)	0	0	543	0	0	0	54	695	0	0	0	0	0	0	0	907	0	0	11	0	0
R_Mpa(1)	0	0	0	0	0	0	0	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R_Mpa(4)	0	0	6	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	26	0	11	0	0
R_Par(3)	0	0	0	0	0	0	0	11	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	6	0	0
R_Parm(1)	123	0	255	0	0	0	9	126	0	0	0	0	0	0	0	0	78	4	312	0	0
R_Rig(4)	0	0	2	461	0	9	154	182	0	0	0	0	0	37	658	4	102	0	80	82	0
R_Rig(1)	1065	0	2	84	0	2	446	175	0	2	0	0	0	2	39	0	530	0	58	4	0
R_Ris(3)	19	0	0	0	0	67	0	0	4	0	0	0	0	0	0	93	4	0	6	48	0
R_VCA(3)	1203	0	0	0	0	0	199	152	35	0	0	0	0	74	0	0	0	56	675	6	0
R_VCA(1)	320	0	35	0	0	0	11	41	0	0	0	0	0	24	0	0	126	15	305	0	0
R_Vcam(4)	394	0	15	6	0	6	165	277	0	4	0	0	0	56	0	0	0	13	374	11	0

CONTINUA

CODICE SITI	Habt 22	Habh 23	Par 24	Oli 25	Sip 26	BRA 27	GLO 28	GO E 29	HYDP h 30	HYP 31	LEP D 32	LEP T 33	LIM 34	ODO 35	PHI 36	POL 37	PSY 38	RHY 39	SER 40	DRY 41	DYT 42
P_Acq(3)	0	0	0	0	0	0	0	0	121	0	4	2	0	0	0	0	0	6	2	4	0
P_AcqM(4)	0	0	2	0	0	0	0	0	61	0	199	2	0	0	0	28	0	0	93	26	0
P_Arlm(4)	0	160	0	0	0	0	0	0	26	0	2	0	0	24	15	26	19	0	9	2	0
P_ARL(3)	0	154	113	0	0	0	0	0	52	0	28	0	0	26	0	22	6	0	169	0	0
P_ARL(1)	0	1050	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13	2	13	6	0	4	0	0
P_Arlv(4)	0	123	0	0	0	0	0	2	2	0	50	19	0	4	0	26	4	0	11	0	0
P_Cas(3)	0	0	0	0	0	0	0	0	26	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	4	0
P_Cas(4)	0	9	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	22	0	0	35	0	0	0	0	0
P_Cas(1)	0	35	0	0	0	0	0	0	11	0	0	0	0	0	0	26	0	2	0	0	0
P_Chil(1)	0	0	0	37	0	0	2	0	0	0	4	0	2	2	0	0	0	6	0	0	0
P_Chim(3)	0	0	0	0	0	0	0	13	39	0	4	0	2	0	0	0	0	0	4	0	0
P_Chiv(4)	0	0	2	9	0	0	0	0	2	0	22	6	37	0	0	9	0	9	0	4	0
P_Fagn(4)	173	188	71	0	0	0	0	0	6	0	11	0	71	0	11	32	0	0	4	4	9
P_FAG(3)	2	4	87	0	0	0	0	0	4	0	63	113	0	0	0	19	2	0	15	0	0
P_FAG(1)	0	1195	2	0	2	0	0	0	0	24	0	0	2	0	9	11	0	0	2	0	0
P_Fre(3)	0	0	0	0	0	0	0	0	130	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P_Fre(1)	0	0	0	0	0	0	0	0	65	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P_Fre(4)	0	0	0	0	0	0	0	0	91	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P_Lej(3)	0	0	26	0	0	0	0	0	65	0	22	0	0	0	0	0	0	0	182	6	0
P_Lej(4)	0	0	4	24	0	0	0	0	117	0	162	0	4	0	0	0	0	0	65	0	2
P_Lejm(1)	0	0	2	65	0	0	0	0	0	0	48	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
P_Mce(3)	0	0	0	0	0	0	0	0	457	0	0	0	0	0	0	4	0	26	13	0	2
P_Mce(1)	0	0	0	0	0	0	0	0	173	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0
P_Mcem(4)	0	0	0	0	0	0	0	0	247	0	0	0	35	0	0	9	0	6	4	0	0
P_Mpa(1)	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P_Mpa(4)	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
P_Par(3)	0	0	0	0	0	0	0	0	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P_Parm(1)	2	673	0	0	0	0	2	0	6	0	0	0	9	0	2	0	0	0	0	2	2
P_Rig(4)	32	2	0	9	0	2	193	2	201	11	379	0	4	6	0	0	4	6	2	2	0
P_Rig(1)	0	0	0	0	0	0	177	0	95	74	0	6	0	4	0	0	0	2	0	0	0
P_Ris(3)	0	0	0	0	0	0	0	0	48	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	9	0
P_VCA(3)	58	0	301	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0
P_VCA(1)	0	294	24	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0
P_Vcam(4)	50	30	294	0	0	0	0	4	15	0	0	0	110	0	2	0	0	0	0	0	0
R_Acq(3)	0	0	0	0	0	0	0	0	504	0	17	32	0	2	0	2	2	24	11	37	0
R_AcqM(4)	0	0	0	0	0	0	0	0	258	0	320	0	0	0	0	2	0	0	54	11	4
R_Arlm(4)	0	15	0	0	0	0	0	0	117	0	0	0	0	39	32	4	0	2	6	0	0
R_ARL(3)	0	22	11	0	0	0	0	2	758	0	13	0	0	37	35	2	0	4	37	0	0
R_ARL(1)	0	71	0	0	0	0	0	0	639	0	6	0	0	17	628	0	0	13	9	0	0
R_Arlv(4)	0	472	0	0	0	0	6	4	76	0	100	11	0	2	6	39	2	9	87	0	0
R_Cas(3)	0	0	0	0	0	0	0	0	95	0	0	0	0	0	0	13	0	0	4	0	0
R_Cas(4)	0	15	0	0	0	0	0	0	45	0	0	0	9	0	0	19	2	6	0	0	0
R_Cas(1)	0	2	0	0	0	0	0	0	39	0	0	0	2	0	2	0	0	15	0	0	0
R_Chil(1)	0	0	0	247	0	0	0	2	0	0	26	9	11	0	0	0	0	56	6	32	0
R_Chim(3)	2	0	0	0	0	0	0	0	17	0	4	2	0	0	0	0	0	0	11	2	0
R_Chiv(4)	0	0	0	17	0	0	0	0	2	0	11	0	0	0	0	0	0	17	0	2	0
R_Fagn(4)	251	52	0	0	0	0	2	4	48	0	41	2	56	0	22	61	0	0	11	0	0
R_FAG(3)	32	2	9	0	0	0	0	9	119	0	37	2	0	0	71	9	4	0	0	58	0
R_FAG(1)	0	65	0	0	0	0	0	0	30	4	4	0	0	0	1208	4	0	19	0	0	0
R_Fre(3)	0	0	0	0	0	0	0	0	234	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	2	0
R_Fre(1)	0	2	0	0	0	0	0	0	307	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R_Fre(4)	0	0	0	0	0	0	0	0	156	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R_Lej(3)	0	0	0	0	0	0	0	0	95	0	28	0	0	0	0	0	0	4	61	4	0
R_Lej(4)	0	2	0	128	0	0	0	0	141	0	97	2	0	0	4	2	0	0	28	0	0
R_Lejm(1)	0	2	0	136	0	0	0	0	2	0	253	0	2	2	0	0	0	0	4	13	0
R_Mce(3)	0	0	0	0	0	0	0	0	1413	0	0	0	0	0	0	0	2	117	17	4	0
R_Mce(1)	0	2	0	0	0	0	0	0	201	0	0	0	0	0	0	0	0	91	0	0	0
R_Mcem(4)	0	0	0	0	0	0	0	0	697	0	0	0	4	0	13	0	9	56	22	2	2
R_Mpa(1)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R_Mpa(4)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R_Par(3)	0	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
R_Parm(1)	2	28	0	0	0	0	0	0	110	0	0	0	41	0	58	0	0	2	2	6	0
R_Rig(4)	24	2	0	63	0	6	50	0	327	9	504	0	0	9	2	0	11	11	0	2	0
R_Rig(1)	0	0	0	190	0	0	2	0	327	0	13	0	0	0	28	0	0	19	2	0	0
R_Ris(3)	0	0	0	0	0	0	0	0	472	0	9	9	0	0	0	0	0	4	0	4	0
R_VCA(3)	255	0	0	0	0	0	0	6	433	0	0	0	0	0	0	0	0	15	0	0	0
R_VCA(1)	0	6	0	0	0	0	0	0	28	0	0	0	63	0	0	0	2	4	0	2	0
R_Vcam(4)	65	6	6	0	0	0	0	2	175	0	0	0	95	0	2	0	0	11	0	2	0

CONTINUA

CODICE SITI	ELM 43	GYR 44	SCI 45	HEL 46	HYDA 47	HYDP 48	Cal 49	Pyr 50	Cor 51	Oxy 52	Ony 53	Plat 54	NE 55	NOT 56	GE 57	PLE 58	VEL 59	ATH 60	SIA 61	CER 62	CHI 63
P_Acq(3)	11	4	0	0	0	0	19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	4	121
P_Acq(4)	9	0	17	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	39
P_Arlm(4)	4	9	17	0	0	0	32	0	2	0	0	2	0	0	0	0	0	2	6	0	102
P_ARL(3)	15	9	26	0	0	0	58	0	2	0	0	58	0	0	0	0	0	24	48	0	348
P_ARL(1)	0	4	2	0	0	0	61	2	2	0	0	4	0	0	0	0	2	9	0	4	95
P_Arlv(4)	35	0	6	0	0	0	24	0	2	0	0	0	0	0	0	2	0	4	0	6	175
P_Cas(3)	0	0	0	2	0	0	19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13	390
P_Cas(4)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	19	1519
P_Cas(1)	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0	0	50	606
P_Chil(1)	32	0	2	2	0	0	6	0	0	0	4	0	2	0	0	0	0	0	0	6	80
P_Chim(3)	37	9	0	0	6	0	52	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	4	0	2	82
P_Chiv(4)	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	2	0	17	476
P_Fagm(4)	2	0	11	0	2	0	17	0	2	0	0	0	0	2	0	0	0	0	4	4	500
P_FAG(3)	15	0	0	0	0	0	13	0	13	0	108	0	0	0	0	0	0	15	41	6	201
P_FAG(1)	15	0	4	2	2	0	0	2	4	0	15	0	0	2	13	0	6	0	0	82	379
P_Fre(3)	0	0	0	0	0	0	158	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	126
P_Fre(1)	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2771
P_Fre(4)	2	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1024
P_Lej(3)	15	15	2	0	0	0	43	0	0	0	52	4	0	0	0	0	0	0	0	0	37
P_Lej(4)	4	39	24	0	0	0	43	0	0	0	9	4	0	0	0	0	0	0	0	0	394
P_Lejm(1)	11	0	17	0	2	0	30	0	0	0	37	6	0	0	0	0	2	0	0	2	24
P_Mce(3)	4	2	0	0	0	0	19	0	6	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	2	195
P_Mce(1)	0	2	4	17	0	0	0	0	0	0	0	0	13	0	0	0	2	0	0	65	245
P_Mcem(4)	2	0	22	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	2	0	180	851
P_Mpa(1)	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3461
P_Mpa(4)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1699
P_Par(3)	4	0	0	0	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	4	2136
P_Parm(1)	95	0	115	4	35	0	2	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	32	0	17	407
P_Rig(4)	50	6	6	0	2	0	41	0	0	0	52	0	2	0	0	0	0	6	0	0	184
P_Rig(1)	121	2	0	2	0	0	2	0	0	0	37	0	0	0	0	0	0	0	0	4	41
P_Ris(3)	2	0	0	0	0	0	22	0	0	0	19	0	0	0	0	0	0	0	0	2	188
P_VCA(3)	45	0	4	0	0	0	87	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	15	0	0	4
P_VCA(1)	37	2	2	2	0	0	19	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	32	37
P_Vcam(4)	11	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	17	264
R_Acq(3)	63	2	0	0	4	0	54	0	0	0	35	0	0	0	0	0	0	2	0	6	530
R_Acq(4)	11	4	387	0	4	0	2	0	0	0	4	0	2	0	0	0	0	0	0	19	32
R_Arlm(4)	11	2	102	0	30	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13	0	4	39
R_ARL(3)	41	48	106	0	32	0	26	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	28	2	0	71
R_ARL(1)	76	2	84	0	0	2	65	0	4	0	0	0	0	4	0	0	0	4	0	2	95
R_Arlv(4)	331	35	58	0	9	0	24	0	0	2	4	0	0	0	0	0	0	58	0	2	251
R_Cas(3)	4	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17	543
R_Cas(4)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	45	2812
R_Cas(1)	0	0	0	0	9	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	4	543
R_Chil(1)	82	4	28	9	15	0	0	0	0	0	6	0	2	0	0	0	2	2	0	22	394
R_Chim(3)	48	4	0	0	2	0	24	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	17	0	0	61
R_Chiv(4)	56	4	11	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	4	0	15	190
R_Fagm(4)	4	4	45	0	0	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	6	0	0	147
R_FAG(3)	15	2	17	0	17	0	11	0	2	0	39	0	0	0	0	0	0	119	2	0	71
R_FAG(1)	48	0	147	22	9	0	0	0	2	0	9	0	0	0	4	0	0	2	0	110	558
R_Fre(3)	0	0	0	0	0	0	26	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1210
R_Fre(1)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1435
R_Fre(4)	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2199
R_Lej(3)	22	22	0	0	0	0	13	0	0	0	19	0	0	0	0	0	0	2	0	0	268
R_Lej(4)	32	61	13	0	0	0	19	0	0	0	32	0	0	0	0	0	0	0	0	0	130
R_Lejm(1)	13	0	11	0	9	0	22	0	0	0	30	4	0	0	0	0	0	0	0	6	52
R_Mce(3)	32	0	0	0	11	0	9	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	4	355
R_Mce(1)	2	0	0	2	2	0	0	0	0	0	0	0	13	0	0	0	0	0	0	50	294
R_Mcem(4)	11	0	17	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	37	1333
R_Mpa(1)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9489
R_Mpa(4)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	7305
R_Par(3)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1284
R_Parm(1)	104	2	511	2	43	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	76	0	11	56
R_Rig(4)	167	9	6	0	9	0	9	0	0	0	15	0	0	0	0	0	0	17	0	6	58
R_Rig(1)	177	2	0	0	0	0	0	0	0	0	87	0	0	0	2	0	0	0	0	2	17
R_Ris(3)	19	0	0	0	0	0	39	0	0	0	65	0	0	0	0	0	0	0	0	0	273
R_VCA(3)	234	15	318	0	95	0	2	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	56	0	0	41
R_VCA(1)	171	0	210	6	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0	43	30
R_Vcam(4)	13	4	24	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0	67	258

CONTINUA

CODICE SITI	DIX 64	EM P 65	LIM 66	PSY 67	SIM 68	STR 69	TAB 70	TIP 71	PTY 72	BLE 73	ASE 74	AST 75	GAM 76	POT 77	ANC 78	BYT 79	HYD 80	LYM 81	PHY 82	PLA N 83	PIS 84	SPH 85
P_Acq(3)	4	0	17	0	2	0	0	0	0	0	0	0	264	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P_Acq m(4)	0	0	6	0	6	0	0	0	0	0	171	0	554	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P_Arlm(4)	0	0	6	0	0	0	0	2	11	0	2	0	1658	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P_ARL(3)	2	2	13	2	2	0	2	0	13	0	989	0	1024	0	0	0	268	0	0	0	0	0
P_ARL(1)	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	50	0	403	0	0	0	400	0	0	0	0	0
P_Arlv(4)	0	0	2	0	11	0	0	0	0	0	2	0	149	0	0	0	3061	0	0	0	0	0
P_Cas(3)	0	0	2	0	182	0	0	0	0	0	15	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P_Cas(4)	0	0	9	0	299	0	2	0	0	0	52	0	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P_Cas(1)	0	0	4	4	17	0	0	0	0	0	158	0	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P_Chil(1)	0	0	67	0	17	0	2	0	0	0	0	0	658	0	0	0	26	0	0	0	0	0
P_Chim(3)	17	0	13	0	2	0	4	0	0	0	0	0	582	0	6	13	41	0	0	0	0	0
P_Chiv(4)	0	0	2	0	30	0	0	0	0	0	0	0	199	0	4	0	26	0	0	0	0	0
P_Fagm(4)	2	0	9	0	2	0	4	0	0	0	0	0	76	0	2	0	0	0	0	0	0	2
P_FAG(3)	0	0	2	0	2	0	0	6	0	0	0	0	6	0	17	0	13	0	0	0	0	0
P_FAG(1)	0	0	11	2	4	0	9	52	0	0	0	0	6	0	26	0	6	0	0	0	0	0
P_Fre(3)	0	0	0	0	102	0	2	0	0	0	11	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
P_Fre(1)	0	0	4	0	753	0	0	0	0	0	52	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
P_Fre(4)	0	0	0	0	39	0	0	0	0	0	24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P_Lej(3)	4	0	4	0	32	0	2	2	0	0	0	0	426	0	0	0	2	0	0	0	0	0
P_Lej(4)	4	0	2	0	6	0	0	0	2	0	2	0	338	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P_Lejm(1)	4	0	2	0	2	0	2	0	0	0	0	0	1335	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P_Mce(3)	0	0	2	0	6	0	0	0	2	0	2	0	0	0	0	0	26	0	13	0	0	4
P_Mce(1)	0	0	13	0	24	4	0	0	0	0	2	0	0	0	0	19	48	0	6	0	0	0
P_Mcem(4)	0	0	13	4	43	0	0	2	2	0	13	0	6	0	4	97	19	2	48	0	0	15
P_Mpa(1)	0	0	0	0	972	0	0	0	0	0	15	0	2	0	0	0	0	0	2	0	0	0
P_Mpa(4)	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P_Par(3)	0	0	0	0	69	0	2	0	0	0	106	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
P_Parm(1)	2	0	9	0	0	0	0	0	9	0	0	0	201	0	2	0	0	0	0	0	0	0
P_Rig(4)	6	0	37	0	0	0	0	4	0	0	0	0	2108	0	0	0	13	0	2	0	0	0
P_Rig(1)	9	0	2	2	35	0	0	0	0	0	2	0	552	0	2	0	128	0	32	0	0	0
P_Ris(3)	0	0	0	0	11	0	0	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
P_VCA(3)	0	0	4	0	2	0	2	0	0	0	0	0	26	9	4	0	0	0	0	0	0	0
P_VCA(1)	2	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	4	916	0	0	0	2	0	0	0	0	0
P_Vcam(4)	0	0	19	0	43	0	0	37	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	2
R_Acq(3)	15	2	6	0	37	0	0	2	0	0	0	0	513	0	0	0	15	0	0	0	0	0
R_Acq m(4)	0	0	0	0	110	0	0	2	0	0	216	0	323	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R_Arlm(4)	0	0	2	0	19	0	0	0	0	0	2	0	2792	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R_ARL(3)	2	0	2	0	203	0	0	0	0	0	80	0	1442	0	0	0	9	0	0	0	0	0
R_ARL(1)	0	0	0	0	364	0	0	2	0	0	0	0	1314	0	2	0	2	0	0	0	0	0
R_Arlv(4)	2	0	0	2	550	0	0	0	0	2	0	0	58	0	19	0	2288	0	0	0	0	0
R_Cas(3)	0	0	0	0	3974	0	0	0	0	0	6	0	17	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R_Cas(4)	0	0	6	0	3316	0	0	0	0	0	41	0	61	0	2	0	0	0	0	0	0	0
R_Cas(1)	0	0	2	9	1113	2	0	2	0	0	35	0	76	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R_Chil(1)	15	0	71	0	372	0	0	0	0	4	2	0	610	0	15	0	63	0	0	0	0	2
R_Chim(3)	0	0	11	0	11	0	0	2	0	0	0	0	712	0	4	0	13	0	0	0	0	0
R_Chiv(4)	0	0	19	0	565	0	0	0	0	0	0	0	175	0	65	0	13	0	0	0	0	0
R_Fagm(4)	0	0	56	0	24	0	0	2	0	0	22	0	6	0	4	0	2	0	0	0	0	0
R_FAG(3)	2	0	6	0	17	0	0	4	0	0	0	0	0	0	9	0	2	0	0	0	0	0
R_FAG(1)	4	0	50	0	43	0	2	0	0	0	0	0	6	0	6	0	6	0	0	0	0	0
R_Fre(3)	0	0	0	0	1509	0	0	0	0	0	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R_Fre(1)	0	0	0	0	4292	0	0	2	0	0	30	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R_Fre(4)	0	0	2	2	2708	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
R_Lej(3)	0	0	11	0	32	0	0	2	0	0	0	0	154	0	2	0	0	0	0	0	0	0
R_Lej(4)	0	0	4	0	61	0	0	0	0	0	0	0	1355	0	4	0	2	0	0	0	0	0
R_Lejm(1)	0	0	11	0	2	0	0	0	0	0	19	0	2106	0	0	0	0	0	0	0	0	2
R_Mce(3)	0	0	6	2	17	0	0	0	0	0	6	0	0	0	0	22	30	0	19	2	0	0
R_Mce(1)	0	0	2	2	69	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	13	67	0	17	0	0	2
R_Mcem(4)	0	0	13	2	67	0	2	0	0	0	6	0	2	0	0	65	65	2	63	0	0	22
R_Mpa(1)	0	0	0	0	14961	0	0	0	0	0	48	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R_Mpa(4)	0	0	0	0	84	0	0	0	0	0	4	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R_Par(3)	0	0	0	2	2216	0	0	0	0	0	32	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R_Parm(1)	6	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	67	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R_Rig(4)	11	0	2	6	4	0	0	4	0	0	0	0	1247	0	2	0	4	0	6	0	0	0
R_Rig(1)	0	0	4	2	54	0	0	0	0	0	0	0	2318	0	17	0	104	4	6	0	0	0
R_Ris(3)	0	0	0	0	69	0	0	6	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	4	0	0	0
R_VCA(3)	37	0	17	0	169	0	0	2	0	0	0	0	169	0	2	0	0	0	0	0	0	0
R_VCA(1)	0	0	0	15	0	0	0	2	0	0	0	4	1190	0	0	0	0	0	0	0	0	0
R_Vcam(4)	0	0	32	0	87	0	0	0	0	0	0	0	15	0	2	0	0	0	0	0	0	0

CONTINUA

CODICE SITI	DUG 86	ENC 87	LUI 89	LUU 90	NAI 91	TUB 92	GOR 93	MER 94
P_Acq(3)	22	0	0	0	0	4	0	0
P_Acq m(4)	0	0	26	0	0	39	0	0
P_Arlm(4)	0	0	15	0	0	19	0	0
P_ARL(3)	123	0	24	104	13	19	0	0
P_ARL(1)	74	0	2	48	0	0	0	0
P_Arlv(4)	58	0	30	0	0	0	0	0
P_Cas(3)	4	0	2	0	288	4	0	0
P_Cas(4)	0	0	0	0	0	82	0	0
P_Cas(1)	39	0	2	119	288	6	0	6
P_Chil(1)	80	0	2	32	2	0	0	0
P_Chim(3)	69	0	0	11	0	2	0	0
P_Chiv(4)	13	0	9	13	965	24	0	0
P_Fagm(4)	0	0	0	0	2	6	0	0
P_FAG(3)	6	0	0	4	0	0	0	0
P_FAG(1)	9	0	2	4	0	9	0	0
P_Fre(3)	2	0	0	0	11	15	0	0
P_Fre(1)	11	0	2	54	65	171	0	0
P_Fre(4)	4	0	4	0	316	167	0	2
P_Lej(3)	115	0	0	0	0	0	0	0
P_Lej(4)	11	0	0	0	4	2	0	0
P_Lejm(1)	9	0	0	0	0	0	2	0
P_Mce(3)	0	0	0	0	0	0	2	0
P_Mce(1)	0	0	2	0	234	2554	0	0
P_Mcem(4)	0	0	4	0	0	652	0	0
P_Mpa(1)	0	0	0	145	885	162	0	97
P_Mpa(4)	0	2	0	2	128	65	0	15
P_Par(3)	0	0	0	24	193	39	0	4
P_Parm(1)	17	0	2	147	0	0	0	0
P_Rig(4)	19	0	0	0	0	9	0	0
P_Rig(1)	71	0	0	15	65	0	0	0
P_Ris(3)	97	0	2	22	0	0	0	0
P_VCA(3)	0	0	0	2	2	2	0	0
P_VCA(1)	2	0	0	0	0	0	0	0
P_Vcam(4)	0	0	2	0	409	41	0	0
R_Acq(3)	106	0	9	0	0	4	0	0
R_Acq m(4)	17	0	32	0	0	4	0	0
R_Arlm(4)	0	0	4	0	0	22	0	0
R_ARL(3)	569	0	0	0	0	0	0	0
R_ARL(1)	390	0	0	0	0	2	0	0
R_Arlv(4)	487	0	6	0	0	19	0	0
R_Cas(3)	0	0	2	11	41	9	0	0
R_Cas(4)	0	0	9	4	201	50	0	0
R_Cas(1)	4	0	4	4	184	398	0	0
R_Chil(1)	110	0	6	65	17	0	0	0
R_Chim(3)	221	0	2	30	0	2	0	0
R_Chiv(4)	121	2	0	134	519	0	0	0
R_Fagm(4)	0	0	4	0	0	39	0	0
R_FAG(3)	136	0	0	0	0	9	0	0
R_FAG(1)	32	0	9	24	39	0	0	0
R_Fre(3)	0	0	0	13	17	4	0	4
R_Fre(1)	0	0	0	69	61	22	0	0
R_Fre(4)	0	0	0	0	2043	65	0	0
R_Lej(3)	292	0	2	0	0	2	0	0
R_Lej(4)	97	0	4	0	0	0	0	0
R_Lejm(1)	13	0	0	0	13	6	0	0
R_Mce(3)	0	0	17	4	0	6	0	0
R_Mce(1)	0	0	2	0	17	19	0	0
R_Mcem(4)	0	2	19	0	0	171	0	0
R_Mpa(1)	0	0	0	6	93	13	0	6
R_Mpa(4)	0	0	2	0	695	61	0	6
R_Par(3)	0	0	0	15	9	9	0	0
R_Parm(1)	69	0	6	80	2	26	0	0
R_Rig(4)	184	0	4	0	0	4	0	0
R_Rig(1)	247	0	0	4	6	0	0	0
R_Ris(3)	264	0	0	11	2	0	0	0
R_VCA(3)	28	0	0	11	2	6	0	0
R_VCA(1)	4	0	4	6	0	2	0	0
R_Vcam(4)	0	0	13	2	48	221	0	2

Leu 1 = Leuctra sp; Nem 2 = Nemoura sp; Prot 3 = Protonemura sp; Iso 4 = Isoperla sp; Tae 5 = Taeniopteryx sp; Bab 6 = Baetis buceratus; Bam 7 = Baetis muticus/digitatus; Bar 8 = Baetis rhodani; BaA 9 = Baetis_OUA; BaB 10 = Baetis_OUB; Cen 11 = Centropetilum sp; Clo 12 = Cloeon sp; Pro 13 = Procloeon sp; Cal 14 = Caenis_OU1; Ca5 16 = Caenis_OU5; Ser 17 = Serratella ignita; Eph 18 = Ephemera danica; Ecd 19 = Ecdyonurus venosus; Hep 20 = Heptagenia sp; Rhi 21 = Rhithrogena_OUC; Habt 22 = Habroleptoides sp; Habh 23 = Habrophlebia sp; Par 24 = Paraleptophlebia sp; Oli 25 = Oligoneuriella rhenaria; Sip 26 = Siphonurus sp; BRA 27 = BRACHYCENTRIDAE; GLO 28 = GLOSSOSOMATIDAE; GOE 29 = GOERIDAE; HYDP 30 = HYDROPSYCHIDAE; HYP31 = HYDROPTILIDAE; LEPD 32 = LEPIDOSTOMATIDAE; LEPT 33 = LEPTOCERIDAE; LIM 34 = LIMNephilidae; ODO 35 = ODONTOCERIDAE; PHI 36 = PHILOPOTAMIDAE; POL 37 = POLYCENTROPODIDAE; PSY 38 = PSYCHOMYIDAE; RHY 39 = RHYACOPHILIDAE; SER 40 = SERICOSTOMATIDAE; DRY 41 = DRYOPIDAE; DYT 42 = DYTISCIDAE; ELM 43 = ELMIDAE; GYR 44 = GYRINIDAE; SCI 45 = SCIRTIDAE; HEL 46 = HELOPHORIDAE; HYDA 47 = HYDRAENIDAE; HYDP 48 = HYDROPHILIDAE; Calo 49 = Calopteryx sp; Pyr 50 = Pyrrhosoma sp; Cor 51 = Cordulegaster sp; Oxy 52 = Oxygastra sp; Ony 53 = Onychogomphus sp; Plat 54 = Platycnemis sp; NE 55 = NEPIDAE; NOT 56 = NOTONECTIDAE; GER 57 = GERRIDAE; PLE 58 = PLEIDAE; VEL 59 = VELIIDAE; ATH 60 = ATHERICIDAE; SIA 61 = SIALIDAE; CER 62 = CERATOPOGONIDAE; CHI 63 = CHIRONOMIDAE; DIX 64 = DIXIDAE; EMP 65 = EMPIDIDAE; LIM 66 = LIMONIIDAE; PSY 67 = PSYCHODIDAE; SIM 68 = SIMULIIDAE; STR 69 = STRATIOMIIDAE; TAB 70 = TABANIDAE; TIP 71 = TIPULIDAE; PTY 72 = PTYCHOPTERIDAE; BLE 73 = BLEPHARICERIDAE; ASE 74 = ASELLIDAE; AST 75 = ASTACIDAE; GAM 76 = GAMMARIDAE; POT 77 = POTAMIDAE; ANC 78 = ANCYLIDAE; BYT 79 = BYTHINIIDAE; HYD 80 = HYDROBIIDAE; LYM 81 = LYMNAEIDAE; PHY 82 = PHYSIDAE; PLAN 83 = PLANORBIDAE; PIS 84 = PISIDIIDAE; SPH 85 = SPHAERIIDAE; DUG 86 = DUGESIIDAE; ENC 87 = ENCHYTRAEIDAE; LUI 89 = LUMBRICIDAE; LUU 90 = LUMBRICULIDAE; NAI 91 = NAIDIDAE; TUB 92 = TUBIFICIDAE; GOR 93 = GORDIIDAE; MER 94 = MERMITHIDAE