



Université
de Toulouse

THÈSE

En vue de l'obtention du

DOCTORAT DE L'UNIVERSITÉ DE TOULOUSE

Délivré par *l'Université Toulouse III - Paul Sabatier*

Discipline ou spécialité : *Spécialité Ecologie*

Présentée et soutenue par

Angelisa FABRIZI

Le 26 Février 2009

Titre : *Biodiversité des communautés d'invertébrés benthiques et réponses aux perturbations anthropiques*

JURY

Riccardo CUPPINI (Président - Examineur - Rapporteur) - Professeur à l'Université Urbino - Italie

Christian DESVILLETES (Examineur - Rapporteur) - Professeur à l'Université Clermont-Ferrand 1

Enzo GORETTI (Directeur de thèse) - Professeur à l'Université Perugia - Italie

Régis CEREGHINO (Directeur de co-tutelle de thèse) - Professeur à l'Université Toulouse III

Ecole doctorale : *Sciences de l'Univers, de l'Environnement et de l'Espace-(Université Toulouse III)*

Dipartimento di Biologia Cellulare e Ambientale (Univerità di Perugia - Italie)

Unité de recherche : *Laboratoire d'Ecologie Fonctionnelle - Sezione di Biologia e Ecologia*

Directeur(s) de Thèse : *Enzo GORETTI - Régis CEREGHINO*

Rapporteurs : *Riccardo CUPPINI, Christian DESVILLETES, Andrea MINELLI*

INDICE

Résumé	I-V
1. Introduzione	1
1.1 Aspetti normativi.....	1
1.2 Aspetti bio-ecologici: macrobenthos.....	5
1.3 I “tratti bio-ecologici” della fauna macrobentonica	9
2. Obiettivi	22
3. Materiali e metodi	25
3.1 Variabili ambientali	27
3.2 Acquisizione ed analisi dei dati faunistici.....	27
3.3 Il metodo “Biological and Ecological traits”	28
3.4 Metodi statistici per l’analisi dei profili bio-ecologici dei taxa	32
4. Caso applicativo: influenza dell’acquacoltura nei corsi d’acqua in Umbria	38
4.1 Problematica	38
4.2 Materiali e Metodi.....	39
4.3 Risultati e Discussioni	43
5. Caso applicativo: riduzione di portata sul Fiume Menotre	58
5.1 Problematica	58
5.2 Area di studio	60
5.3 Risultati e Discussioni	63
6. Caso applicativo: impatto di uno sbarramento ed apporto di carico organico sul Fiume Chiascio	73
6.1 Problematica	73
6.2 Area di studio	73
6.3 Risultati e Discussioni	78

7. Caso applicativo: reticolo idrografico alto bacino Fiume Tevere afferente all'invaso di Montedoglio	90
7.1 Problematica	90
7.2 Area di studio	91
7.3 Risultati e Discussioni	94
8. Conclusioni.....	105
Bibliografia.....	112
Appendice	141
Pubblicazioni	163

INDICE DELLE FIGURE

3. Materiali e metodi

Figura 1: Area di Studio complessiva: Bacino medio-alto Fiume Tevere	26
---	----

4. Caso applicativo: influenza dell'acquacoltura nei corsi d'acqua in Umbria

Figura 1: Trotilcolture in Umbria: area di studio e stazioni di campionamento (1-26)	41
Figura 2: Trotilcolture in Umbria: PCA (stazioni-variabili ambientali), F1x F2	44
Figura 3: Trotilcolture in Umbria: analisi dei cluster di stazioni	45
Figura 4: Trotilcolture in Umbria: CA stazioni, F1xF2	46
Figura 5: Trotilcolture in Umbria: CA taxa, F1xF2	48
Figura 6: Trotilcolture in Umbria: analisi di co-inerzia stazioni, F1xF2	49
Figura 7: Trotilcolture in Umbria: analisi di co-inerzia tratti bioecologici modalità, F1x F2	50

5. Caso applicativo: riduzione di portata sul Fiume Menotre

Figura 1: F. Menotre: area di studio e stazioni di campionamento (1-9).....	62
Figura 2: F. Menotre: PCA (biplot stazioni-variabili ambientali), F1x F2	64
Figura 3: F. Menotre: Analisi dei Cluster di stazioni	65
Figura 4: F. Menotre: CA stazioni, F1xF2.....	66
Figura 5: F. Menotre: CA taxa, F1xF2	67
Figura 6: F. Menotre: analisi di co-inerzia stazioni, F1xF2.....	68
Figura 7: F. Menotre: analisi di co-inerzia tratti bioecologici-modalità, F1x F2	69

6. Caso applicativo: impatto di uno sbarramento ed apporto di carico organico sul Fiume Chiascio

Figura 1: F. Chiascio: area di studio e stazioni (1-13) di campionamento	77
Figura 2: F. Chiascio: PCA (biplot stazioni-variabili	

ambientali), F1x F2	80
Figura 3: F. Chiascio: Analisi dei Cluster di stazioni	81
Figura 4: F. Chiascio: CA stazioni, F1xF2.....	82
Figura 5: F. Chiascio: CA taxa, F1xF2.....	83
Figura 6: F. Chiascio: analisi co-inerzia stazioni, F1xF2	84
Figura 7: F. Chiascio: analisi di co-inerzia tratti bioecologici-modalità, F1x F2.....	85

7. Caso applicativo: reticolo idrografico alto bacino Fiume Tevere afferente all'invaso di Montedoglio

Figura 1: Reticolo idrografico Alto Bacino Fiume Tevere afferente all'invaso di Montedoglio: area di studio e stazioni (1-34) di campionamento	93
Figura 2: Reticolo idrografico Alto Bacino Fiume Tevere: PCA (biplot stazioni-variabili ambientali), F1x F2	96
Figura 3: Reticolo idrografico Alto Bacino Fiume Tevere: CA stazioni, F1xF2	97
Figura 4: Reticolo idrografico Alto Bacino Fiume Tevere: CA taxa, F1xF2	98
Figura 5: Reticolo idrografico Alto Bacino Fiume Tevere: analisi co-inerzia stazioni, F1xF2.....	100
Figura 6: Reticolo idrografico Alto Bacino Fiume Tevere: analisi di co-inerzia tratti bioecologici-modalità, F1x F2	103

INDICE DELLE TABELLE

3. Materiali e metodi

Tabella 1: Trattati biologici e modalità	34
Tabella 2: Trattati ecologici e modalità.....	36

4. Caso applicativo: influenza dell'acquacoltura nei corsi d'acqua in Umbria

Tabella 1: Caratteristiche degli impianti di trotticoltura in Umbria.....	40
Tabella 2: Trotticoltura in Umbria: variabili ambientali delle stazioni di campionamento (1-26)	43

5. Caso applicativo: riduzione di portata sul Fiume Menotre	
Tabella 1: F. Menotre: ubicazione stazioni.....	62
Tabella 2: F. Menotre: variabili ambientali delle stazioni di campionamento (1-9).....	63
6. Caso applicativo: impatto di uno sbarramento ed apporto di carico organico sul Fiume Chiascio	
Tabella 1: F. Chiascio: Variabili ambientali	79
7. Caso applicativo: reticolo idrografico alto bacino Fiume Tevere afferente all’invaso di Montedoglio	
Tabella 1: Reticolo idrografico Alto Bacino Fiume Tevere: variabili ambientali delle stazioni di campionamento (1-34).....	95

Résumé

Biodiversité des communautés d'invertébrés benthiques et réponses aux perturbations anthropiques

Au sein des réseaux hydrographiques, les perturbations anthropiques de diverses natures (barrages, captations, rejets d'effluents organiques, etc.) génèrent souvent des discontinuités amont-aval dans la distribution longitudinale des espèces, ainsi qu'une réduction de la diversité taxonomique. En écologie appliquée, les outils de bioindication restent à ce jour basés sur les attributs structurels de communautés (richesse, composition), bien que le but ultime des politiques nationales et internationales soit de préserver et restaurer les fonctions des écosystèmes aquatiques. Il est donc implicitement supposé que la structure des communautés est indicatrice de ses propriétés fonctionnelles. Or, nous pouvons formuler l'hypothèse selon laquelle des changements fonctionnels se produisent lorsque des espèces possédant des traits particuliers sont éliminées, ou remplacées par d'autres espèces. Dans ce cas, la diversité et le fonctionnement des communautés devraient co-varier, en relation avec le niveau de perturbation des écosystèmes. Ce type de questionnement a été abordé dans la littérature, principalement au niveau local (station ou petit groupe de stations proches, ou encore mésohabitat). En revanche, les approches à plus large échelle sont moins nombreuses, et doivent donc être complétées d'études de cas envisageant divers types de perturbations afin de

permettre une plus large discussion des relations structure-fonctions au sein des communautés benthiques, dans un objectif d'application à la bioindication. Nous testons donc l'hypothèse de changements fonctionnels au sein des communautés en relations avec les changements taxonomiques, à l'échelle de grands réseaux hydrographiques italiens. L'existence de perturbations en série le long des continuums fluviaux étudiés fournit un cadre expérimental naturel approprié. Les trois types de perturbations envisagés sont :

- l'élévation de la charge organique (effluents de piscicultures) (chapitre 4)
- la réduction des débits par captation d'eau (chapitre 5)
- la fragmentation et l'interruption du continuum fluvial (chapitres 6 et 7).

Notre approche méthodologique consiste en l'étude d'un nombre élevé de stations d'échantillonnage, sur des réseaux hydrographiques soumis à un type de perturbation identifié (voir ci-dessus). Ces stations sont d'abord décrites par une série de variables physico-chimiques, intégrant la morphodynamique des sites et la chimie de l'eau. Les invertébrés benthiques font l'objet une double caractérisation, par leur composition taxonomique et par le codage flou de 22 traits biologiques décrivant leurs potentialités écologiques, biologiques, et physiologiques. Grâce à des analyses multivariées (notamment analyses de co-inertie), nous cherchons à établir des relations entre les changements des conditions des milieux le long des cours d'eau (amont-aval), la

composition des communautés, et leurs potentialités fonctionnelles.

Les cours d'eau de la vallée de la Valnerina sont impactés par une série de 13 piscicultures implantées de l'amont à l'aval (Chapitre 4, Fig.1). En aval des rejets d'effluents organiques, les invertébrés ont une taille de corps plus importante qu'en amont, une tendance au polyvoltinisme (plusieurs générations par an) et/ou à la reproduction asexuée. Ils se nourrissent principalement de détritiques fins et sont capables de former des cocons (forme de résistance) (Chapitre 4, Fig.7). Ce type de trait correspond à des taxa sélectionnés par des habitats instables ou fluctuants de manière imprévisible; l'utilisation des ressources est alors optimisée en allouant plus d'énergie à la reproduction (sexuée et/ou asexuée).

Toutefois, l'importance des différences amont (référence) – aval à chaque pisciculture dépend de la capacité autodépurative des rivières, en relation avec leur localisation longitudinale au sein du réseau. A l'inverse, en amont des piscicultures, la taille des individus est moins importante, les espèces sont uni- à semivoltines, ont une reproduction sexuée, et se nourrissent de proies animales ou de végétaux, dans des microhabitats où la vitesse du courant est plus élevée. Ce type d'organisme est sélectionné par des habitats plus stables et structurés, qui résultent en un partage des ressources via la compétition et/ou la ségrégation spatiale d'espèces.

La rivière Menotre est soumise à une réduction majeure de débit. Sur 14 km de cours d'eau, quatre dérivations successives captent l'eau de la rivière (Chapitre 5, Fig.1) pour la production

d'hydroélectricité. L'aménagement de dérivations hydrauliques comprend la création de barrages; on observe alors une sédimentation des particules organiques, ce qui engendre un colmatage des substrats benthiques. Il en résulte un changement de la composition des traits biologiques des communautés benthiques (Chapitre 5, Fig.7) – on notera en particulier la prépondérance d'organismes fixés de façon temporaire ou permanente en aval des prises d'eau.

Sur les rivières Chiascio et Tevere, la construction de réservoirs de grande taille a engendré une discontinuité hydrographique majeure, par la formation de grands lacs de barrage (Chapitre 6, Fig.1; Chapitre 7, Fig.1). Sous le barrage, on observe une prévalence de taxons ovovivipares et polyvoltins (Chapitre 6, Fig.7; Chapitre 7, Fig.6), une stratégie typique de milieux stressés, car elle confère des capacités de résilience supérieures aux populations. Le réservoir est périodiquement vidangé (en fin d'été), ce qui engendre une modification de la structure trophique des communautés en aval, avec notamment une discontinuité positive marquée (modification vers des structures fonctionnelles théoriquement trouvées plus en aval). Les organismes sont également capables de résistance à la dessiccation.

Au cours des dernières décennies, de nombreuses études ont examiné les relations qui existent entre caractéristiques bioécologiques des invertébrés benthiques, et les conditions environnementales en rivières. Ces travaux supportent indirectement le concept de l'"habitat temple" comme modèle théorique prédisant l'organisation fonctionnelle des communautés

lotiques en relation avec la dynamique des habitats physiques. De notre travail, il ressort que les combinaisons de traits biologiques et écologiques des invertébrés benthiques répondent aux perturbations anthropiques de façon significative, dans la mesure où des taxons sont éliminés et/ou remplacés par d'autres.

L'approche biologique des communautés (plutôt qu'une approche strictement taxonomique) s'avère pertinente dans un cadre appliqué de biomonitoring – il resterait cependant à tester les réponses de traits biologiques informatifs a un gradient d'intensité pour un type de perturbation donné, ceci afin de détecter les spectres d'application des différents traits. Notre capacité a interpréter les variations structurelles et/ou fonctionnelles des communautés, dans le contexte du biomonitoring, dépend également de l'échelle spatiale d'observation. A l'échelle nationale et/ou internationale (ex. gestion intégrée à l'échelle Européenne), il est sans aucun doute plus pertinent de décrire/comparer les communautés en termes de traits plutôt qu'en terme de composition, car les listes d'espèces n'ont qu'une validité régionale liée aux patrons biogéographiques.

Cette approche a l'avantage de répondre aux exigences de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau 2000/60/CE, en dépassant les difficultés inhérentes aux fluctuations spatiales de la biodiversité.

1. INTRODUZIONE GENERALE

1.1 Aspetti normativi

A partire dagli anni Settanta, si è assistito ad un'evoluzione della normativa europea in materia di protezione delle acque orientata ad uno sviluppo sostenibile e ad una gestione integrata delle risorse idriche. La Direttiva 60/2000/CE, anche conosciuta come Direttiva quadro per le acque (Water Framework Directive, WFD), è stata pubblicata nel dicembre 2000 ed ha raggruppato in sé molta della precedente legislazione europea in materia di acque. Tale Direttiva, adotta un approccio ecologico che integra il monitoraggio chimico e il monitoraggio biologico. La Direttiva non fissa di per sé valori limite per le emissioni, ma coordina quelli stabiliti da altre norme, in particolare la Direttiva 96/61/CEE (Direttiva Nitrati), facendo proprie anche le norme di qualità ambientale, gli obiettivi di qualità fissate dalla Direttiva 76/464/CEE sulle sostanze pericolose.

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;

1. INTRODUZIONE GENERALE

- contribuire a mitigare gli effetti delle inondazioni e della siccità.

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

- la Direttiva introduce degli obiettivi ecologici per proteggere e, dove necessario, risanare la struttura e la funzione degli ecosistemi acquatici (utilizzo sostenibile delle risorse idriche) rispetto alle precedenti legislazioni europee che miravano a proteggere particolari usi dell'ambiente acquatico dagli effetti dell'inquinamento, in particolare per la protezione l'ambiente soprattutto da sostanze chimiche dannose;

- la seconda novità è l'introduzione di un sistema integrato di gestione del bacino imbrifero che rappresenta il meccanismo chiave per assicurare la gestione sistemica in un territorio della risorsa idrica (acque sotterranee, fiumi, canali, laghi, bacini artificiali, estuari).

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.

Gli stati membri dovrebbero ridurre progressivamente gli scarichi di sostanze tossiche "prioritarie" e mettere in uso dei programmi di sorveglianza e di gestione per garantire in un termine di 15 anni, un buono stato ecologico delle acque di

superficie e delle acque sotterranee su tutto il territorio europeo.

Un analogo processo di cambiamento è stato avviato in Italia a partire dalla prima legge sulla tutela delle acque, Legge 319/76 (Legge Merli) e successive modifiche, proseguendo con la Legge 36/94 (Legge Galli) recante “Disposizioni in materia di risorse idriche”. Tale legge 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 a garanzia della tutela del patrimonio idrico. Il processo di riforma della legislazione italiana in materia di acque è proseguito con l'emanazione del Decreto Legislativo 152/99, recante disposizioni sulla tutela delle acque superficiali, sotterranee e marine dall'inquinamento, integrato e modificato dal Decreto Legislativo 258/2000. Il Decreto Legislativo 152/99 ha definito la disciplina generale per la tutela delle acque superficiali e sotterranee attraverso la riduzione dell'inquinamento e il perseguimento di usi sostenibili e durevoli delle risorse idriche; tale decreto ha condiviso e in parte anticipato impostazioni ed obiettivi della Direttiva 60/2000/CE.

Questo complesso e articolato impianto legislativo nazionale – così come il recepimento della Direttiva Quadro Acque 60/2000/CE – è oggi confluito nel Testo unico ambientale (Dlgs 152/2006) senza peraltro che siano stati ancora risolti molti degli aspetti critici, che hanno fino a oggi impedito la realizzazione di un efficiente sistema di governo e gestione delle risorse idriche.

La Direttiva 60/2000/CE definisce da una parte gli obiettivi ambientali valutati per le acque superficiali sulla base di tre tipi di parametri (fisici, chimici e bio-ecologici) e d'altra parte la messa in

opera di piani di gestione e reti di monitoraggio per l'ottenimento degli obiettivi ecologici.

L'applicazione della Direttiva è fondata essenzialmente su concetti ecologici. In effetti, la misura della qualità degli ecosistemi è basata sullo studio delle comunità viventi in *situ*, sulla misura delle caratteristiche dell'habitat acquatico, sulla comparazione dell'ambiente studiato con una situazione di riferimento e sulla valutazione del rischio con il controllo delle sostanze chimiche presenti nei corsi d'acqua. Il buono stato ecologico è definito dal rapporto fra i valori osservati e le condizioni biologiche di riferimento (Pollard & Huxham, 1998).

In Italia il Decreto Legislativo 152/06 definisce le modalità e i criteri per la definizione dello stato di qualità dei corsi d'acqua. Il monitoraggio si articola in una fase conoscitiva iniziale che ha come scopo la prima classificazione dello stato di qualità ambientale ed in una fase a regime in cui viene effettuato un monitoraggio volto a verificare il raggiungimento o il mantenimento dell'obiettivo di qualità "buono".

Attualmente più metodologie, analisi chimiche, ecotossicologiche, idrobiologiche come l'indice diatamico, l'indice biotico esteso - IBE, (Ghetti, 1997) o il metodo multihabitat proposto per il "Rapid Bioassessment Protocol" (Barbour *et al.*, 1999), contribuiscono alla messa in opera della Direttiva Europea e sono applicate nell'ambito delle reti di sorveglianza italiane. Il monitoraggio della qualità dei corsi d'acqua viene comunemente effettuato con l'uso di indicatori, prevalentemente di carattere chimico, fisico e biologico, che consentono una valutazione della qualità non solo della matrice acquosa ma anche dell'ecosistema

acquatico nel suo complesso.

Tuttavia, alcune difficoltà restano, poiché si ha una conoscenza insufficiente della biologia e il funzionamento degli ecosistemi acquatici e in particolar modo sulla specificità delle risposte biologiche alle perturbazioni antropiche.

La fase preliminare consisterà nel misurare la qualità degli ambienti acquatici, prendendo come riferimento le comunità acquatiche e attraverso l'utilizzazione delle conoscenze le loro funzioni nell'ecosistema. Ciò per elaborare un sistema di valutazione della qualità ecologica degli ecosistemi acquatici, che tenga conto sia della distribuzione tassonomica degli organismi che delle loro caratteristiche biologiche ed ecologiche, e che possa essere utilizzato in tutti i paesi europei.

1.2 Aspetti bio-ecologici: macrobenthos

Gli ecosistemi acquatici sono popolati da organismi vegetali ed animali la cui presenza e dinamica di popolamento sono estremamente legati alle condizioni ambientali (Tuffery, 1980). Di conseguenza, tutti i cambiamenti delle condizioni dell'ambiente determineranno delle modifiche nella struttura floro-faunistica delle comunità (Hynes, 1961; 1963; 1970; Southwood, 1977; Verneaux, 1980). Le perturbazioni naturali e antropiche, attraverso l'impatto sull'habitat, condizionano l'organizzazione funzionale e strutturale delle biocenosi delle acque dolci (Townsend, 1989; Townsend & Hildrew, 1994).

I macroinvertebrati bentonici hanno la capacità di integrare queste variazioni dell'ambiente e sono quindi spesso utilizzati come rivelatori potenziali della risposta faunistica alle perturbazioni.

I macroinvertebrati bentonici sono in effetti considerati ottimi indicatori biologici poiché relativamente sedentari, quindi strettamente legati a determinati substrati avendo in condizioni normali una mobilità ridotta. Nel caso di una perturbazione, essi sono costretti a subire le conseguenti alterazioni ambientali che, oltre una certa soglia fisiologica, possono condurre alla loro scomparsa. Sono quindi rappresentativi delle condizioni ambientali (Cook, 1976).

Inoltre le comunità di macroinvertebrati sono tassonomicamente molto eterogenee, generalmente diversificate, con una grande varietà di forme e molteplici ruoli nella catena trofica. La probabilità che almeno qualcuno di questi organismi possa reagire ad un cambiamento particolare delle condizioni ambientali, è di conseguenza molto forte (De Pauw & Vanhooren, 1983; Metcalfe, 1989; Mason, 1991).

I macroinvertebrati hanno una sensibilità variabile e differenziata ai differenti tipi di inquinanti e reagiscono rapidamente. Quindi, le loro comunità sono capaci di un gradiente caratteristico di risposte secondo l'intensità e la natura dello stress. Inoltre, la loro durata di vita è sufficientemente lunga per fornire una registrazione della qualità ambientale pregressa (Metcalfe, 1989).

Infine, i macroinvertebrati nel loro insieme sono ubiquitari, anche se alcuni si riscontrano più specificatamente in alcuni tipi di

habitat, abbondanti e relativamente facili da campionare e da identificare grazie alla disponibilità di numerose opere scientifiche di identificazione.

Il monitoraggio periodico delle comunità macrobentonica permette di valutare l'impatto che i vari fattori di perturbazione possono provocare in un ambiente fluviale e formulare un giudizio complementare all'analisi fisico-chimica, valido supporto per la determinazione dello stato ecologico di un corso d'acqua.

Altri gruppi di organismi (pesci, fitoplancton, ecc.) presentano alcune di queste caratteristiche. Per esempio, i pesci sono facili da identificare e la loro ecologia è relativamente ben conosciuta. Allo stesso modo, i livelli di tolleranza agli inquinanti delle macrofite, delle diatomee e dei protozoi sono assai ben identificati. Comunque, l'utilizzazione di questi gruppi di organismi come bioindicatori, presenta alcuni inconvenienti (quali per esempio il campionamento e la mobilità dei pesci, l'identificazione delle diatomee e protozoi, la rappresentatività temporale delle macrofite).

Il valore indicatore dei macroinvertebrati bentonici è dunque all'origine dei numerosi metodi diagnostici della qualità degli ecosistemi acquatici. Questi indici sono per la maggior parte basati sull'abbondanza o sulla ricchezza dei gruppi tassonomici indicatori come ad esempio l'Indice Biotico Esteso (IBE) per l'Italia (Ghetti, 1997), l'Indice Biologico Globale Normalizzato (IBGN) per la Francia (AFNOR, 1992), l'Indice Biotico Belga (BBI) per il Belgio (De Pauw & Vanhooren, 1983); il "Biological Monitoring Working Party" (BMWP) e "Average Score Per Taxon" (ASPT) (Armitage *et al.*, 1983) per la Gran Bretagna o l'"Ecologische Beoordeling en

Beheer van Oppervlaktewater » (EBEOSWA) (Peeters *et al.*, 1994) per l'Olanda.

Comunque, questi indici generano raramente una diversità di risposte in rapporto con la diversità di perturbazioni naturali o antropiche da descrivere. Essi non permettono di stabilire una diagnostica precisa sull'origine della degradazione ambientale, discriminando raramente, nella loro valutazione, la tipologia dell'impatto delle perturbazioni sulla composizione delle comunità viventi.

Attualmente, molti programmi nazionali ed internazionali stanno iniziando a sviluppare degli indici biologici che valutano lo stato di salute degli ecosistemi di acque correnti e stagnanti come ad esempio il programma "The Development and Testing of an Integrated Assessment System for the Ecological Quality of Streams and Rivers throughout Europe using Benthic Macroinvertebrates" (AQEM) (<http://www.aqem.de>) che è nato con l'obiettivo maggiore di mettere a punto un indice biologico standardizzato permettendo di valutare lo stato ecologico dell'insieme dei corsi d'acqua europei basandosi sui macroinvertebrati. Questo programma ha avuto una durata di due anni (da marzo 2000 a febbraio 2002) e ha interessato otto paesi (Inghilterra, Austria, Grecia, Italia, Portogallo, Paesi Bassi, Repubblica Ceca, Svezia). Una presentazione e una sintesi dei risultati di questo programma sono forniti da Hering *et al.* (2003) e Buffagni *et al.* (2001). Il programma "STandardisation of River Classifications" (<http://www.eu-star.at>) (STAR) è un programma europeo finanziato dalla Comunità Europea con lo scopo di stabilire una guida che permetta di determinare un miglior metodo

di valutazione della qualità biologica di un corso d'acqua e di intercalibrare i differenti metodi europei. Questo programma si è svolto da gennaio 2002 a dicembre 2004 e riunisce le delegazioni di 14 paesi: Inghilterra, Germania, Austria, Danimarca, Francia, Grecia, Olanda, Italia, Portogallo, Repubblica Ceca, Svezia, Repubblica Slovacca, Polonia e Lettonia.

I recenti progressi nell'analisi sull'autoecologia delle specie di macroinvertebrati autorizzano a nuove prospettive in relazione all'analisi della risposta di una comunità faunistica a differenti tipi di perturbazione.

1.3 I “tratti bio-ecologici” della fauna macrobentonica

La caratterizzazione bio-ecologica della fauna di una comunità macrobentonica, potrebbe permettere di generalizzare l'utilizzazione degli organismi acquatici come descrittori funzionali degli ecosistemi, ma anche come rivelatori della risposta faunistica a delle perturbazioni di differente natura e intensità.

Dall'inizio del secolo scorso la qualità biologica dei corsi d'acqua è stata continuamente oggetto di studio (Jones, 1951; Illies, 1952; Macan, 1958; Hynes, 1961). Dagli anni 1920, le caratteristiche biologiche degli organismi acquatici sono state legate alla variabilità spaziale degli habitat, alle restrizioni ambientali e alle perturbazioni antropiche (Statzner *et al.*, 2001b).

Negli anni 1970-1980 gli autori si sono interessati all'ottenimento di una descrizione ecologica delle condizioni ambientali tenendo conto delle relazioni fauna/habitat, considerando che dei campioni faunistici possano fornire delle

indicazioni sulle caratteristiche mesologiche e funzionali dell'ecosistema acquatico studiato (Southwood, 1977; Verneaux *et al.*, 1977; Vannote *et al.*, 1980; Bournaud & Amoros, 1984).

Negli anni '80, questo approccio costituisce una base di riflessione per la messa a punto di numerosi concetti ecologici.

Il concetto del "River Continuum Concept" (Vannote *et al.*, 1980) ha fornito degli elementi maggiori nello sviluppo di questa descrizione ecologica delle condizioni ambientali. Esso tenta in effetti di stabilire un quadro sintetico semplice descrivendo il funzionamento degli ecosistemi lotici, considerando il corso d'acqua come un mosaico di habitat. Tale sistema mostra un gradiente continuo di condizioni fisiche, morfologiche e idrauliche che determinano nelle comunità colonizzanti una serie di risposte che conducono ad un *continuum* di adattamenti biologici. Gli autori avanzano l'ipotesi che le caratteristiche strutturali e funzionali delle comunità sono adattate in maniera da attestarsi nella posizione mediana, la più probabile del sistema fisico. Inoltre, essi considerano che le comunità di produttori e di consumatori, caratteristici di un determinato tratto del corso d'acqua, siano in armonia con le condizioni fisiche-dinamiche dell'alveo e adottino le strategie più efficaci nell'utilizzazione della risorsa trofica.

Southwood (1988) approfondisce questo approccio mostrando che l'ambiente determina che le specie presentino le caratteristiche biologiche e le strategie ecologiche più appropriate ad ogni tipo di habitat del mosaico.

La natura dei maggiori fattori che condizionano gli habitat e la distribuzione dei macroinvertebrati non è sempre univoca tra gli autori.

Per Statzner *et al.* (1988), sono piuttosto le variabili idrauliche come la velocità della corrente che strutturano gli habitat e che condizionano la distribuzione dei macroinvertebrati.

Invece per Southwood (1988), gli habitat sono descritti tenuto conto della frequenza delle perturbazioni che essi subiscono e secondo il livello di severità che le caratterizza.

Allo stesso modo Resh *et al.* (1988) associano la struttura degli habitat e la distribuzione dei macroinvertebrati alla frequenza delle perturbazioni che essi definiscono come degli eventi relativamente brevi che perturbano l'ecosistema, le comunità o la struttura delle popolazioni e che modificano le risorse, la disponibilità di habitat e l'ambiente fisico. I fattori maggiormente strutturanti sono allora le variazioni naturali, o non, del regime idrologico (come ad esempio gli episodi di piena) e le loro conseguenze, senza tuttavia ignorare l'influenza delle perturbazioni antropiche.

Nel 1989 nella sua definizione di "Patch Dynamic Concept" Townsend insiste sull'importanza della selezione e dei cambiamenti "storici" nell'organizzazione delle comunità degli esseri viventi negli idrosistemi. Egli considera che il carattere temporale delle perturbazioni e della ricolonizzazione è invariabilmente un fattore di importanza fondamentale. La distribuzione dei macroinvertebrati negli ecosistemi lotici viene considerata come direttamente legata al regime delle perturbazioni.

In questo quadro, le caratteristiche bio-ecologiche dei macroinvertebrati bentonici possono dunque essere degli

indicatori potenziali della natura e dell'intensità delle perturbazioni alle quali gli ecosistemi acquatici sono sottoposti.

A partire dagli inizi degli anni '90, Usseglio-Polatera (1991-1992) mostra come, partendo da dati bio-ecologici raccolti in bibliografia, si possano restituire alcune caratteristiche del biotopo a partire da un assemblaggio faunistico. Egli descrive, definisce e valuta l'evoluzione di alcune variabili ambientali del Reno a Lione, nel periodo 1959-1982 a partire da informazioni relative ad otto variabili che descrivevano le caratteristiche bio-ecologiche dei popolamenti dei Tricotteri e degli Efemerotteri.

Bournaud *et al.* (1992) utilizzano e riassumono le caratteristiche bioecologiche di 116 taxa di coleotteri acquatici dopo la consultazione di più di 500 riferimenti bibliografici sulla base di dodici variabili ecologiche e/o ecologiche. Gli autori utilizzano allora per ogni categoria (modalità) di ogni variabile una nota di affinità variante da 0 a 3 (o 5) per descrivere il grado di affinità del taxon alla modalità e dunque per descrivere le condizioni nelle quali i differenti taxa sono riscontrati.

I dati biologici ed ecologici sono quindi rappresentati sotto forma di profili sulla base delle distribuzioni delle frequenze delle modalità di ogni variabile. La struttura faunistica è quindi comparata alla struttura dell'ambiente o all'organizzazione trofica della comunità (tramite le variabili bio-ecologiche) attraverso l'intermediarietà dei metodi di analisi multivariati. Questi ultimi permettono di illustrare i cambiamenti nel biotopo e il funzionamento dell'ecosistema.

Questo nuovo approccio offre nuove prospettive nella comprensione e il monitoraggio degli ecosistemi acquatici.

Esso permette di 1) seguire l'evoluzione funzionale di un ecosistema acquatico nel tempo e nelle sue variazioni nello spazio partendo da un piccolo numero di rappresentazioni grafiche sintetiche (piani fattoriali) facilmente interpretabili e 2) indicare in modo più approfondito le modificazioni subite dall'ambiente che si riflettono sui cambiamenti delle comunità a partire dalla frequenza di rinvenimento delle differenti modalità all'interno di ogni variabile.

Alcune combinazioni di adattamento, concernenti più particolarmente le strategie di riproduzione (fecondità, voltinismo, modo di deposizione), di nutrimento (regime alimentare, modo di alimentazione) e/o di occupazione dello spazio a differenti scale di osservazione (ad es. affinità per differenti caratteristiche spaziali della zona biogeografia al microhabitat), saranno allora suscettibili di essere più particolarmente riscontrate in determinate biocenosi, tenuto conto delle caratteristiche ambientali dei biotopi a cui corrispondono.

Nel 1994, la procedura è stata ottimizzata ed estesa a validazione di una ipotesi di funzionamento ecologico degli ecosistemi di acque correnti: il "River Habitat Templet" (R.H.T.) (Townsend & Hildrew, 1994) che fa da connessione tra la variabilità spazio – temporale di un habitat e le caratteristiche biologiche del popolamento autoctono. Gli autori suppongono che le variazioni temporali di composizione del popolamento potranno essere legate al regime di perturbazione al quale sono sottoposti gli organismi. L'aumento di eterogeneità spaziale potrà modificare l'influenza delle perturbazioni fornendo delle zone rifugio all'interno delle quali la sopravvivenza degli organismi sarà facilitata. Quindi, se la struttura e la dinamica dei popolamenti sono principalmente

governati dai processi autoecologici, dei campioni faunistici potrebbero permettere di restituire delle informazioni non solamente sull'organizzazione e la diversità funzionale delle comunità, ma anche sulle caratteristiche dell'ambiente colonizzato e sulle sue eventuali modifiche, rispetto ad una condizione originaria.

Questo suppone, evidentemente, che una conoscenza approfondita sui taxa di macroinvertebrati, permette di poter compilare una base dati che servirà di supporto ad un metodo in grado di stimare la qualità degli idrosistemi attraverso l'utilizzo delle caratteristiche bio-ecologiche dei loro popolamenti bentonici. Varie analisi su questo argomento sono state pubblicate (Chevenet *et al.*, 1994; Doledec & Chessel, 1994) utilizzando differenti assemblaggi faunistici. Le codifiche dei gruppi tassonomici sono state fornite da Usseglio-Polatera (1994), Usseglio-Polatera & Tachet (1994), Tachet *et al.* (1994) per i Plecotteri, gli Efemerotteri, gli Odonati e i Tricotteri e da Richoux (1994) per i Coleotteri. Il numero di variabili biologiche ed ecologiche descritte per questi differenti gruppi varia tra 16 e 18 secondo i gruppi tassonomici. I primi studi basati sull'utilizzazione di tali variabili per descrivere il funzionamento e la struttura delle comunità bentoniche, invece che l'evoluzione, sono stati realizzati da Doledec & Statzner (1994) e Statzner *et al.* (1994a). Statzner *et al.* (1994b) sono ugualmente i primi a testare la teoria del River Habitat Templet su un periodo di 17 anni a partire da dati, fisico-chimici e tassonomici, acquisiti su un'ampia varietà di tipi di habitat nel Fiume Reno.

Castella & Speight (1996) testano questi nuovi metodi di analisi e la tecnica di codifica è quella della codifica sfocata su alcuni Ditteri (Syrphidae) per la stima della qualità ecologica delle marcite (particolari ambienti umidi). Gli autori definiscono allora nove variabili e le loro modalità per creare una base di tratti per questa famiglia. Essi mostrano che questo sistema di codifica sfocata delle informazioni biologiche è un metodo pertinente e di facile utilizzo, per tradurre le conoscenze disponibili in valori numerici.

Parallelamente Usseglio-Polatera (1997a,1997b) presenta l'evoluzione ecologica dal 1959 al 1982 dell'alto Reno attraverso l'utilizzazione dei tratti biologici degli Efemerotteri e dei Tricotteri.

Egli mostra in questi due studi, che l'espressione grafica del significato biologico ed ecologico di un popolamento faunistico, fondamentalmente basato su una revisione bibliografica di conoscenze sull'autoecologia di queste differenti specie, permette di ricostruire una parte dell'evoluzione di un biotopo a partire dall'evoluzione numerica di una componente della sua biocenosi.

Questo approccio può dunque offrire delle nuove prospettive in funzione dell'interpretazione dell'assemblaggio paleoecologico o dei monitoraggi ecologici a lungo termine.

Le variabili bio-ecologiche dei macroinvertebrati bentonici sono sempre maggiormente utilizzati per testare le grandi teorie e strategie ecologiche. Richards *et al.* (1997) e Townsend *et al.* (1997) utilizzano questo approccio per testare l'influenza dell'eterogeneità temporale e spaziale dei corsi d'acqua in condizioni di resistenza e di resilienza di una comunità bentonica. In rapporto agli studi precedenti, i siti testati sono molto più

numerosi su un'area biogeografia differente. Gli autori testano ugualmente l'ipotesi secondo la quale la disponibilità in rifugi riduca l'influenza delle perturbazioni sulle comunità bentoniche.

Statzner *et al.* (1997) studiano le relazioni tra le strategie di riproduzione degli insetti acquatici e le caratteristiche dell'habitat. Più precisamente, essi esaminano le relazioni tra le variabili (o tratti) relative alla riproduzione analizzando le eventuali interazioni con l'habitat a differenti scale spaziali.

Charvet *et al.* (1998a, 1998b) ritengono di generalizzare l'utilizzo dei tratti biologici come metodo diagnostico degli ecosistemi acquatici testando l'impatto di un inquinamento organico legato agli effluenti di una stazione di depurazione. Essi mostrano che la codifica delle conoscenze concernenti la biologia dei macroinvertebrati mette in evidenza l'effetto della polluzione. Essi mostrano anche che questo approccio può essere più discriminante che una semplice analisi chimica o faunistica.

Vari autori (Doledec *et al.*, 1999; Usseglio-Polatera *et al.*, 2000a; Statzner *et al.*, 2001a) hanno formulato l'ipotesi che, negli ecosistemi perturbati, si può osservare una peculiare combinazione dei tratti bio-ecologici in funzione della natura e dell'intensità della perturbazione. Se questa ipotesi fosse esatta, essa permetterebbe di progettare una diagnostica ecologica degli ecosistemi di acque correnti fondamentalmente basata sulle combinazioni dei tratti delle comunità macrobentoniche. Questo nuovo approccio inizia ad essere testato su stazioni di riferimento e/o su stazioni sottoposte a differenti fonti di perturbazione, con lo scopo di rilevare l'evoluzione dei tratti bio-ecologici nei differenti casi che si pongono.

Nel 1999, Claret *et al.* applicano l'approccio "tratti biologici" ai macroinvertebrati interstiziali e dimostrano l'interesse dell'utilizzazione di questo approccio funzionale come metodo ecologico indicatore della variabilità ecologica nel tempo e nello spazio.

Doledec *et al.* (1999) utilizzano i tratti biologici per stimare la qualità ecologica di un fiume perturbato da differenti attività antropiche. Essi mostrano che le differenti perturbazioni sono discriminate da alcuni tratti.

Usseglio-Polatera *et al.* (1999) indicano come utilizzare i tratti biologici a scala di mesohabitat, illustrando come i macroinvertebrati possono restituire una informazione pertinente sulle proprietà del mesohabitat che colonizzano.

Usseglio-Polatera *et al.* (2000a) illustrano concretamente più strategie di analisi basate sui tratti biologici, con un obiettivo di bioindicazione, utilizzando un set di dati acquisiti su 38 stazioni distribuite su circa 900 km lungo la Loira.

Charvet *et al.* (2000) propongono l'utilizzo dei tratti su scala europea. Essi estendono l'applicazione dell'approccio "tratti biologici" a differenti corsi d'acqua semi-naturali di differenti eco-regioni con lo scopo di definire un profilo di riferimento utilizzabile su larga scala. Essi testano la stabilità delle combinazioni dei tratti riscontrati nelle differenti situazioni includendo la nozione di diversità funzionale. Questa nozione è ripresa ed esplicitata da Usseglio-Polatera *et al.* (2000b, 2001) che propongono più stime della diversità funzionale basate sul calcolo dell'indice di diversità di Shannon applicato a differenti gruppi biologici, ecologici e bio-ecologici omogenei. La decisione di definire differenti gruppi

omogenei da un punto di vista biologico, ecologico o bio-ecologico e non più tassonomico, è stato dettato dalla volontà di riunire i taxa che presentano delle funzioni più simili possibili nell'ecosistema, dunque i più vicini da un punto di vista di combinazioni di tratti biologici, ecologici o bio-ecologici.

Alla fase di sviluppo del metodo dei tratti bio-ecologici è poi seguita una serie di studi applicativi, di cui i più importanti sono riportati in questa breve rassegna.

Dei nuovi metodi di utilizzazione e di analisi dei tratti biologici sono proposti da Statzner *et al.* (2001a) per la biovalutazione dei corsi d'acqua su scala europea basati sulla misura della combinazione e la diversità funzionale degli invertebrati bentonici. Gli autori definiscono una situazione teorica di riferimento basata su un insieme di stazioni non perturbate e misurano in seguito il livello di perturbazione di una stazione calcolando la differenza rispetto a questa stazione di riferimento.

Poiché soltanto due tipi di perturbazione (inquinamento organico e impatto di uno sbarramento) sono stati analizzati, gli autori considerano che la loro indagine non sia sufficiente per permettere una generalizzazione dei risultati e mettere in evidenza un meccanismo chiaro di esplicazione delle tendenze osservate nell'evoluzione dei tratti biologici in una comunità sottoposta ad una perturbazione antropica.

Recentemente i tratti biologici sono stati utilizzati nei differenti studi come ad esempio da Snook & Milner (2002) per studiare l'impatto delle condizioni idrauliche sulle comunità bentoniche in un corso d'acqua di origine glaciale, o ancora da Usseglio-Polatera & Beisel (2002) nella giustificazione ecologica

dei cambiamenti longitudinali nella composizione dei macroinvertebrati bentonici lungo il Fiume Meuse.

Gayraud *et al.* (2003) hanno analizzato quali potrebbero essere i migliori parametri da considerare per rilevare gli impatti umani sui grandi fiumi utilizzando i tratti bio-ecologici dei macroinvertebrati bentonici.

Lamouroux *et al.* (2004) utilizzano i tratti biologici delle comunità a macroinvertebrati per verificare a quale scala (microhabitat, tratto fluviale e bacino idrografico) determinati fattori di alterazione influenzano maggiormente le relazioni tra habitat e struttura della comunità.

Per descrivere le risposte dei macroinvertebrati alle variazioni idrauliche, Mérigoux & Dolédec (2004) esaminano i tratti bio-ecologici per investigare le relazioni tra la ricchezza tassonomica e la diversità funzionale dei macroinvertebrati in determinate condizioni idrologiche del corso d'acqua.

Statzner *et al.* (2004) descrivono come la diminuzione della disponibilità o la maggiore severità di habitat, caratterizzi alcuni tratti biologici della comunità in relazione ai fattori esterni (ambiente fisico) o a quelli interni (competizione intra e inter specifica).

Bossche & Usseglio-Polatera (2005) caratterizzano lo stato ecologico dei corsi d'acqua della Wallonia (Belgio) usando come metrica le caratteristiche biologiche ed ecologiche della comunità macrobentonica.

Bady *et al.* e Statzner *et al.* (2005) utilizzano i tratti bio-ecologici per il monitoraggio dei grandi fiumi europei per definire particolari tipi di impatti umani anche su larga scala geografica.

Archaimbault *et al.* (2005) hanno osservato che le variazioni spazio-temporali dell'alveo sono influenzate dalla composizione geologica del substrato e che le comunità rispondono con particolari adattamenti determinando un aumento o una diminuzione della fitness di alcuni taxa di macroinvertebrati.

Bêche *et al.* (2006) hanno analizzato le variazioni stagionali dei tratti bio-ecologici dei taxa in due corsi d'acqua in una regione del nord della California con clima mediterraneo.

Dolédec *et al.* (2006) hanno mostrato che i cambiamenti ecologici determinati dall'attività agricola intensiva, possono essere quantificati e discriminati attraverso misure funzionali, basate sui tratti bio-ecologici dei taxa in relazione all'entità dell'aumento della concentrazione dei nutrienti.

Bonada *et al.* (2007) hanno, attraverso la diversità tassonomica e funzionale, ipotizzato di mettere a punto un modello idroclimatico studiando le composizioni in tratti biologici degli organismi fluviali in regioni mediterranee e temperate.

Statzner *et al.* (2007) auspicano la creazione di un database pubblico relativo ai tratti bio-ecologici delle comunità macrobentoniche dei fiumi europei atto alla conservazione della biodiversità su scala comunitaria.

Díaz *et al.* (2008) studiano l'evoluzione ecologica, in aree semi-aride e in aree forestate, in funzione delle pressioni antropiche (agricoltura ed usi urbani) e variabilità naturali (climatiche e geologiche) mettendo in relazione il profilo bio-ecologico dei macroinvertebrati alle caratteristiche ambientali.

Infine, Dolédec & Statzner (2008) analizzano la capacità dei tratti bio-ecologici nel valutare lo stato ecologico dei grandi fiumi

1. INTRODUZIONE GENERALE

europei e nel discriminare l'impatto determinato dal traffico di navi e dall'inquinamento da metalli pesanti.

2. OBIETTIVI

Le comunità bentoniche a macroinvertebrati sono costituite da un assemblaggio di taxa adattati all'habitat sulla base di caratteristiche morfologiche, riproduttive, alimentari, respiratorie ed etologiche, che ne determinano una peculiare diversità tassonomica e funzionale.

I macroinvertebrati forniscono quindi una caratterizzazione bio-ecologica del corpo idrico.

Tale rappresentazione risulta utile nella diagnostica dello stato di salute del corso d'acqua in relazione alle risposte relative all'input di carico organico, alle alterazioni fisico-chimiche e agli interventi in alveo. Pertanto, la loro struttura risulta bioindicatrice delle disfunzioni ambientali.

A volte, perturbazioni di diversa tipologia, possono generare delle discontinuità nella distribuzione longitudinale dei taxa che non determinano una riduzione della diversità tassonomica. Negli studi classici di ecologia applicata, i metodi di biovalutazione si basano sugli attributi strutturali delle comunità (ricchezza, composizione, ecc.), ma le recenti direttive europee (2000/60/CE) richiedono non solo di preservare/restaurare gli aspetti strutturali ma anche la funzionalità degli ecosistemi acquatici.

E' quindi implicito supporre che l'organizzazione della comunità sia indicatrice delle sue proprietà funzionali. In effetti, si può ipotizzare che si verificano dei cambiamenti funzionali nel momento in cui, taxa che possiedono particolari tratti bio-ecologici,

sono eliminati o rimpiazzati da altri taxa. In questo caso, la diversità e il funzionamento delle comunità dovrebbero co-variare in relazione al livello di perturbazione subito dagli ecosistemi.

Questo tipo di problematica è stata affrontata in letteratura, principalmente a scala locale (stazione o piccoli gruppi di stazioni vicine o mesohabitat) (McCulloch, 1986; Brown & Brussock, 1991; Boulton & Lake, 1992; Beisel *et al.*, 1998; Robson & Chester, 1999; McCabe & Gotelli, 2000; Callisto *et al.*, 2001; Gering & Crist, 2002; Wood & Sites, 2002; Paavola *et al.*, 2003; Lamouroux *et al.*, 2004; Brooks *et al.*, 2005; Ilg & Castella, 2006; Costa & Melo, 2008).

D'altra parte, pochi autori hanno condotto studi con approcci a scala maggiore (Charvet *et al.*, 2000; Statzner *et al.*, 2001a; Céréghino *et al.*, 2001; Archambault, 2003; Dolédec *et al.*, 2007; Statzner *et al.*, 2007; 2008; Compin & Céréghino, 2007).

Pertanto, al fine di permettere una maggiore approfondimento in merito alle relazioni struttura-funzione delle comunità bentoniche, con l'obiettivo di una loro applicazione nella bioindicazione, dovrebbero essere ulteriormente sviluppati studi relativi a scala di grandi bacini idrografici. Tale scelta progettuale è stata condotta in questa tesi di dottorato e un appropriato quadro sperimentale naturale è stato fornito dall'esistenza di perturbazioni in serie lungo i *continuum* fluviali indagati.

Lo scopo del lavoro di tesi è quello di utilizzare il metodo "Biological and Ecological Traits" per un'analisi del macrobenthos dei corsi d'acqua dell'alto-medio bacino del Fiume Tevere esprimendo, in maniera codificata, il livello di organizzazione delle biocenosi in relazione a varie tipologie di alterazione ambientale.

In particolare, si intende:

3. MATERIALI E METODI

1. applicare il protocollo “Biological and Ecological Traits” per disporre di un data-base che evidenzi come le caratteristiche bio-ecologiche dei macroinvertebrati varino in funzione di determinate perturbazioni antropiche (input di carico organico, captazione delle acque, frammentazione e interruzione del *continuum* fluviale);

2. analizzare le variabili bio-ecologiche che maggiormente influenzano la variazione della struttura della comunità bentonica in relazione a determinate perturbazioni antropiche (a diversi livelli di intensità).

3. MATERIALI E METODI

Per attendere agli obiettivi prefissati, abbiamo scelto di analizzare quattro sistemi idrici soggetti a particolari perturbazioni. Le stazioni di campionamento sono state scelte in modo da avere stazioni sottoposte alla perturbazione in esame, associate a stazioni di riferimento non perturbate, ma con caratteristiche morfodinamiche comparabili. In dettaglio (Fig.1):

- nel primo caso (Cap.4) sono state analizzate le comunità a macroinvertebrati di alcuni corsi d'acqua della Valnerina Umbra e del Fiume Clitunno in relazione all'attività intensiva di acquacoltura (troticoltura);
- nel secondo caso (Cap.5) è stato analizzato il biotopo del Fiume Menotre interessato da captazioni idriche per fini idroelettrici;
- nel terzo caso (Cap.6) è stata analizzata la biocenosi del sistema idrico del fiume Chiascio caratterizzata dall'interruzione del *continuum* fluviale e dall'apporto di carico organico;
- nel quarto caso (Cap.7) è stata presa in esame la comunità macrobentonica della rete idrografica del Fiume Tevere, afferente all'invaso di Montedoglio, che ne determina l'interruzione del *continuum* fluviale.

3. MATERIALI E METODI

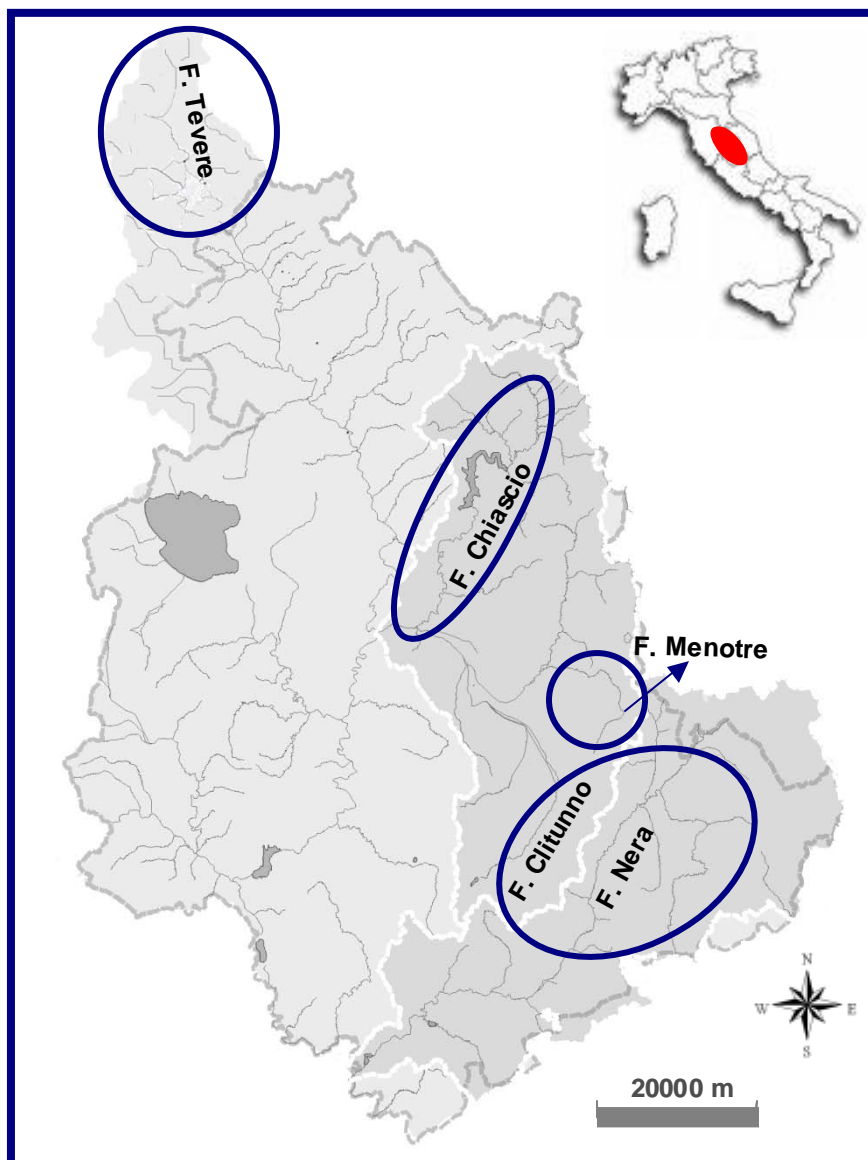


Fig. 1 - Area di Studio complessiva: Bacino medio-alto Fiume Tevere

3.1 Variabili ambientali

I siti di campionamento sono stati caratterizzati dal punto di vista fisico-chimico. Le variabili considerate per ogni biotopo sono riportate, in dettaglio, rispettivamente nei Capitoli 4, 5, 6 e 7.

L'Analisi delle Componenti Principali (PCA) è stata effettuata sulle variabili fisico-chimiche per caratterizzare dal punto di vista ambientale ogni sito di campionamento.

La classificazione dei siti in cluster, è stata effettuata sulla base delle coordinate fattoriali degli assi della PCA attraverso la Classificazione Gerarchica Ascendente (CAH), secondo il metodo di raggruppamento di Ward (Ward, 1963), utilizzando come metrica la distanza euclidea.

3.2 Acquisizione ed analisi dei dati faunistici

L'indagine macrobentonica è stata effettuata attraverso campionamenti semi-quantitativi per ogni sito con un retino immanicato (rete con maglia di 335 μm) attraverso il quale sono stati prelevati campioni di macroinvertebrati nei vari microhabitat in transetti di fiume, da sponda a sponda. Il tempo totale di campionamento per ogni sito è stato di 10 minuti (APAT & IRSA-CNR, 2003; Decreto Legislativo 152/06). I macroinvertebrati raccolti sono stati identificati a livello di genere o famiglia e quantificata la presenza di ogni taxon (Tachet *et al.*, 2006).

Lo studio delle comunità macrobentoniche, rilevate nei siti di campionamento oggetto di indagine, si è basato sull'applicazione del metodo "Biological and Ecological Traits" (Usseglio-Polatera, 2000b).

3.3 Il metodo “Biological and Ecological Traits”

Si definiscono “tratti bio-ecologici” l’insieme delle informazioni qualitative e quantitative associate alla biologia e all’ecologia dei macroinvertebrati bentonici.

I modelli dei “traits” biologici/ecologici sono derivati da un attento esame di informazioni raccolte da fonti bibliografiche diverse che vanno da guide generali ad articoli specializzati (Statzner *et al.*, 1994b).

La revisione faunistica di Tachet (1994), Bournaud (1992), Richoux (1994), ha raccolto informazioni su 11 variabili biologiche e 11 ecologiche di 472 di taxa di macroinvertebrati (di norma identificati a livello di genere) rinvenuti nelle acque dolci francesi.

La carenza di informazione sulle caratteristiche biologiche ed ecologiche per un gran numero di specie, (dati non esistenti o non pubblicati), ha creato delle difficoltà a lavorare a livello di specie. L’elenco della fauna, pertanto, ha incluso tutti i generi per la maggior parte dei macroinvertebrati bentonici (ad eccezione di Oligocheti e Ditteri) per i quali è stato usato i livelli di famiglia o sottofamiglia.

Dolédec *et al.* (1998) hanno mostrato che il livello di identificazione sistematica di genere e, per alcuni taxa, di famiglia, è sufficiente a descrivere la diversità funzionale (“traits”) delle comunità di invertebrati lotici.

Il presente metodo ha le seguenti caratteristiche:

- 1) fornisce informazioni biologiche ed ecologiche del biotopo indagato;
- 2) integra l’informazione biologica e le caratteristiche

3. MATERIALI E METODI

strutturali e funzionali concernenti le comunità, con un'informazione numerica;

3) può caratterizzare la causa di un'alterazione, distinguendo un inquinamento strettamente tossico (metalli pesanti, microinquinanti organici), da un inquinamento organico, da un'alterazione fisica (interventi in alveo, impatto termico);

4) è indipendente dalle condizioni naturali locali o regionali per un'applicazione lungo tutto il profilo longitudinale del fiume;

5) è indipendente dalle condizioni stagionali, ciò rende pertinenti tutti i campionamenti sul campo, senza essere influenzato dalle caratteristiche fenologiche degli organismi;

6) è compatibile con i diversi protocolli di campionamento di macroinvertebrati in atto, nei diversi stati della Comunità Europea.

I “tratti biologici” sono strutturati in 11 variabili che descrivono, per ognuno dei 472 taxa, il ciclo di vita (durata, voltinismo, l'affinità dei differenti stadi di sviluppo per l'ambiente acquatico), le potenzialità di resistenza o di resilienza (capacità di dispersione di un taxon, l'esistenza e la diversità delle forme di resistenza o il modo di locomozione) e le caratteristiche morfologiche, fisiologiche o comportamentali (modo di respirazione, riproduzione, alimentazione, il tipo di nutrimento).

I “tratti ecologici” sono anch'essi strutturati in 11 variabili che descrivono, sempre per ognuno dei 472 taxa, le affinità per

l'habitat, come la distribuzione spaziale a più scale di osservazione (distribuzione biogeografia, longitudinale, trasversale e altitudinale) o le preferenze in ambito di mesohabitat (natura del substrato, velocità di corrente, temperatura, pH, salinità, stato trofico).

Le 22 variabili sono descritte secondo delle modalità quantitative o nominali: 63 per quelle biologiche e 55 per quelle ecologiche. Per la definizione e descrizione di tali modalità si rimanda alle tabelle 1 e 2.

L'affinità di ogni taxon per le differenti modalità che caratterizzano le 11 variabili biologiche e le 11 variabili ecologiche, è espressa da un codice numerico che va da 0 (nessuna affinità) a 3 o 5 (forte affinità).

Una tale codifica è chiamata codifica sfocata e permette la trascrizione sotto una forma numerica un set di informazioni molto eterogenee descrivendo la relazione fra un dato taxon e ciascuna delle variabili considerate (Usseglio-Polatera, 1991; Chevenet *et al.*, 1994).

Le note di affinità di ogni taxon per ogni variabile sono state pubblicate al livello di genere per la maggior parte dei gruppi di macroinvertebrati. I Coleotteri sono stati codificati da Bournaud *et al.* (1992) e Richoux (1994), i Tricotteri da Tachet *et al.* (1994), i Plecotteri e gli Efemerotteri da Usseglio-Polatera & Tachet (1994), gli altri insetti da Usseglio-Polatera (1994) prendendo in rassegna 19 variabili biologiche.

Tachet *et al.* (2006) hanno pubblicato la codifica a livello di genere delle 22 variabili bio-ecologiche che noi abbiamo utilizzato in questo lavoro. Tale base è in costante progressione. Questa

tecnica permette di strutturare l'informazione bio-ecologica generando per ogni taxon della comunità una serie di profili bioecologici.

Nel caso di informazioni mancanti per un taxon, in merito ad una variabile, viene assegnato il valore zero (0) per tutte le sue modalità. Questo assicura che nelle analisi multivariate, il taxon non documentato, venga trattato col profilo medio di tutti gli altri taxa per la variabile considerata; in altre parole il suo peso discriminate assume valore zero (Chevenet *et al.*, 1994).

Il profilo bio-ecologico di ogni taxon è dunque descritto da una stringa di numeri (da 0 a 3 o 5) assegnati secondo l'affinità alle modalità delle variabili.

In aggiunta, tali valori di affinità possono essere espressi in modo ponderato in funzione dell'abbondanza del taxon (Usseglio-Polatera *et al.*, 2000a; Tachet *et al.*, 2006).

L'espressione quantitativa dei tratti bio-ecologici permette di ottenere un'immagine funzionale della comunità di invertebrati del sito oggetto di indagine.

3.4 Metodi statistici per l'analisi dei profili bio-ecologici dei taxa

Analisi delle Corrispondenze (CA) permette di raggruppare in uno spazio di dimensioni ridotte la maggior parte dell'informazione contenuta in una matrice e permette di descrivere in modo globale le associazioni che possono esistere tra i due insiemi di dati rappresentati dalle righe e dalle colonne della matrice analizzata (Dervin, 1988).

L'analisi delle corrispondenze è stata utilizzata per ordinare

i siti di campionamento in accordo con le abbondanze dei macroinvertebrati (Jongman *et al.*, 1995), per sintetizzare la variabilità dei dati e per interpretare l'analisi dei tratti dei taxa. La significatività degli assi è determinata da $P < 0.05$ testata dai valori di inerzia della matrice. I primi due assi generalmente spiegano la percentuale maggiore della varianza e di norma contengono l'informazione da interpretare (Waite *et al.*, 2000).

La CA ha permesso di valutare graficamente la composizione faunistica dei popolamenti delle stazioni e ci si aspetta che, siti vicini nel grafico, definiscano habitat con un assemblaggio di taxa simile.

Analisi di Co-inerzia – Questo metodo di confronto di due matrici è stato utilizzato per confrontare la struttura faunistica di una comunità con le sue caratteristiche bio-ecologiche espresse dai tratti. L'introduzione della codifica sfocata nella problematica dei tratti bio-ecologici ha permesso di codificare le informazioni biologiche e ambientali (Dolédec & Chessel, 1994). Quindi disponendo di una tabella delle abbondanze tassonomiche (taxa-stazioni) e una tabella dei tratti biologici ed ecologici (taxa-tratti), è possibile effettuare un accoppiamento delle due tabelle per un'analisi multivariata come quella della co-inerzia. A tale proposito abbiamo effettuato l'accoppiamento della matrice faunistica di partenza, contenente le abbondanze dei taxa, con le matrici dei tratti biologici ed ecologici contenenti i valori di affinità dei differenti taxa per ognuna delle variabili. Questo accoppiamento di matrici è possibile dal momento che le linee (i taxa) delle due matrici sono corrispondenti.

3. MATERIALI E METODI

Si ottiene quindi un'immagine funzionale dell'ambiente studiato (stazioni-tratti) integrando la composizione faunistica dell'ambiente considerato e le caratteristiche bio-ecologiche dei taxa presenti.

Questa analisi è stata utilizzata sia per l'analisi funzionale globale che per testare la variabilità delle risposte bio-ecologiche delle comunità bentoniche alle perturbazioni.

Il programma statistico utilizzato è il software R, pacchetto ade4 (Dray & Dufour 2007; Dray *et al.*, 2007; Chessel *et al.*, 2004).

3. MATERIALI E METODI

Tab. 1 - Tratti biologici e modalità

TRATTI BIOLOGICI	MODALITA'
1 Taglia massima potenziale	$\leq 0.25 \text{ cm}$ $> 0.25 - 0.5 \text{ cm}$ $> 0.5 - 1 \text{ cm}$ $> 1 - 2 \text{ cm}$ $> 2 - 4 \text{ cm}$ $> 4 - 8 \text{ cm}$ $> 8 \text{ cm}$
2 Durata del ciclo biologico	$\leq 1 \text{ anno}$ $> 1 \text{ anno}$
3 Numero di cicli riproduttivi per anno	< 1 $= 1$ > 1
4 Stadi acquatici	<i>uova</i> <i>larva</i> <i>ninfa</i> <i>adulto</i>
5 Riproduzione	<i>ovoviviparietà</i> <i>uova isolate, libere</i> <i>uova isolate,</i> <i>cementate</i> <i>masse ovigere</i> <i>cementate o fissate</i> <i>masse ovigere libere</i> <i>masse ovigere nella</i> <i>vegetazione</i> <i>masse ovigere</i> <i>terrestri</i> <i>riproduzione</i> <i>asessuale</i>
6 Dispersione	<i>acquatica passiva</i> <i>acquatica attiva</i> <i>aerea passiva</i> <i>aerea attiva</i>
7 Forme di resistenza	<i>uova, statoblasti</i> <i>bozzoli</i> <i>loggette contro la</i> <i>disseccazione</i> <i>diapausa o</i> <i>quiescenza</i> <i>nessuna</i>
8 Respirazione	<i>tegumento</i> <i>branchie</i> <i>plastron</i> <i>spiracolo</i> <i>vescicola idrostatica</i> <i>(respirazione aerea)</i>

Continua

3. MATERIALI E METODI

Tab. 1 - Tratti biologici e modalità

Continua

TRATTI BIOLOGICI	MODALITA'
9 Modo di locomozione e relazione al substrato	<i>volatore</i> <i>nuotatore in superficie</i> <i>nuotatore nello spessore d'acqua</i> <i>strisciante</i> <i>scavatore</i> <i>interstiziale</i> <i>fissato</i> <i>temporaneamente fissato</i> <i>permanentemente</i>
10 Tipo di nutrimento	<i>microorganismi</i> <i>detriti < 1mm</i> <i>piante morte ≥ 1mm</i> <i>microfite viventi</i> <i>macrofite viventi</i> <i>animali morti ≥ 1mm</i> <i>microinvertebrati viventi</i> <i>macroinvertebrati viventi</i> <i>vertebrati</i>
11 Modo di alimentazione	<i>assorbenti</i> <i>mangiatori di deposito</i> <i>triturator</i> <i>raschiatori</i> <i>filtratori</i> <i>aspiratori</i> <i>predatori</i> <i>parassiti</i>

3. MATERIALI E METODI

Tab. 2 - Trattati ecologici e modalità

TRATTI ECOLOGICI	MODALITA'
1 Distribuzione trasversale	<i>alveo principale</i> <i>sponde, para - plesiopotamon</i> <i>acque stagnanti, pozze, rami laterali</i> <i>paludi, torbiere</i> <i>acque temporanee</i> <i>laghi</i> <i>habitat sotterranei</i>
2 Distribuzione longitudinale	<i>crenon</i> <i>epirithron</i> <i>metarithron</i> <i>iporithron</i> <i>epipotamon</i> <i>metapotamon</i> <i>estuario</i> <i>esterno al sistema fluviale</i>
3 Altitudine	<i>pianura + collina (< 1000 m)</i> <i>pedemontano (1000 - 2000 m)</i> <i>alpino (> 2000 m)</i>
4 Regione biogeografica	<i>2 : Pirenei</i> <i>4 : Alpi</i> <i>8 : Vosgi, Jura, Massiccio Centrale</i> <i>13a : bassopiano (oceanico)</i> <i>13b : bassopiano (mediterraneo)</i>
5 Substrato	<i>massi/rocce/ciottoli</i> <i>ghiaia</i> <i>sabbia</i> <i>sabbia fine</i> <i>macrofite</i> <i>microfite</i> <i>radici/rami</i> <i>detriti organici/lettiera</i> <i>fanghiglia/limo</i>
6 Velocità di corrente	<i>nulla</i> <i>lenta (< 25 cm/s)</i> <i>media (25-50 cm/s)</i> <i>alta (> 50 cm/s)</i>
7 Grado di trofia	<i>oligotrofico</i> <i>mesotrofico</i> <i>eutrofico</i>

Continua

3. MATERIALI E METODI

Tab. 2 - Trattati ecologici e modalità

Continua

TRATTI ECOLOGICI	MODALITA'
8 Salinità	<i>acqua dolce</i> <i>acqua salmastra</i>
9 Temperatura	<i>stenoterme: psicrofile (< 15°C)</i> <i>stenoterme: termofile (> 15°C)</i> <i>euriterme</i>
10 Saprobietà	<i>xenosaprobiche</i> <i>oligosaprobiche</i> <i>β-mesosaprobiche</i> <i>α-mesosaprobico</i> <i>polisaprobiche</i>
11 pH	≤ 4 > 4 - 4,5 > 4,5 - 5 > 5 - 5,5 > 5,5 - 6 > 6

4. CASO APPLICATIVO: INFLUENZA DELL'ACQUACOLTURA NEI CORSI D'ACQUA IN UMBRIA

4.1 Problematica

Le perturbazioni antropiche influenzano fortemente la biodiversità negli ecosistemi di acque correnti (Jenkins, 2003), determinando discontinuità spaziali (Ward & Stanford, 1983) e perdita di taxa (Brittain & Saltveit, 1989).

Negli ecosistemi acquatici, i macroinvertebrati svolgono un importante ruolo nella produzione animale e sono strettamente integrati nella struttura e funzione dei loro habitat (trasformazione della sostanza organica, ritenzione dei nutrienti, risorsa di cibo per i vertebrati) (Oertli, 1993).

Pertanto, tenendo conto che le biocenosi dell'ecosistema fluviale sono in relazione con la variabilità spaziale e temporale degli habitat (Townsend & Hildrew, 1994), si ritiene che i taxa siano selezionati dalle condizioni dell'ambiente locale a seconda dei loro particolari adattamenti (Townsend *et al.*, 1997; Hanquet *et al.*, 2004). Di conseguenza, la diversità e la struttura funzionale della comunità a macroinvertebrati ci si aspetta che vari coerentemente anche in seguito ad una alterazione antropica.

Un particolare tipo di perturbazione è dovuta all'attività di acquacoltura che potrebbe determinare un forte impatto sulla qualità ambientale del corso d'acqua a valle dell'impianto di allevamento (Bergheim & Selmer-Olsen, 1978; Carr & Goulder, 1990; Gowen *et al.*, 1990). L'entità del disturbo dell'ecosistema fluviale dipende dalla portata del corso d'acqua recettore,

dall'entità dello scarico e dall'efficacia dei trattamenti dei reflui degli allevamenti (Boaventura *et al.*, 1996; Boyd, 2003).

Negli ultimi 30 anni, nella Regione Umbria (Italia centrale), questo tipo di attività si è notevolmente intensificata e ad oggi sono presenti 13 impianti, con una produzione di trote pari a circa 24.000 quintali/anno, corrispondente al 6% della produzione nazionale (Goretti *et al.*, 2008).

L'impatto di questa attività determina dei cambiamenti degli attributi funzionali e strutturali delle comunità biologiche lungo il profilo longitudinale, intensificati dalla contiguità degli impianti. Si ritiene che tali cambiamenti nella biocenosi influiscano sulla caratterizzazione del profilo bio-ecologico delle comunità a invertebrati.

4.2 Materiali e Metodi

Area di Studio

Delle tredici trotilture presenti in Umbria, dodici sono situate lungo il Fiume Nera e i suoi quattro affluenti (F. Corno, F. Sordo, F. Vigi, T. Campiano) mentre la rimanente è localizzata sul Fiume Clitunno, bacino idrografico del F. Chiascio. Sia il F. Nera che il F. Chiascio sono tributari del F. Tevere (Fig.1).

Le varie trotilture in base alla loro produzione ittica, sono intensive o semintensive (dai 150 ai 15000 quintali/anno). Tutte gli impianti hanno vasche di decantazione, solo la trotiltura 9 ha dei filtri meccanici per il trattamento delle acque reflue. Le caratteristiche principali di questi impianti sono riportati in Tab.1.

4. CASO APPLICATIVO: INFLUENZA DELL'ACQUACOLTURA NEI CORSI D'ACQUA IN UMBRIA

Pertanto, l'attività di trotticoltura in Umbria è essenzialmente concentrata sul bacino del Fiume Nera, corso d'acqua che nasce in Valnerina (Regione Marche, Italia, ad una quota di 850 m s.l.m.), scorre per 125 km in un bacino carsico (4200 km²), in direzione nord-est - sud-ovest e confluisce nel Fiume Tevere ad una quota di 48 m s.l.m. La produzione di energia idroelettrica e l'acquacoltura sono gli usi prevalenti della risorsa idrica lungo la rete idrografica della Valnerina.

Tab. 1 - Caratteristiche degli impianti di trotticoltura in Umbria

Trotticoltura (sito)	Fiume	Trotticoltura: (portata - l/sec)	Specie Trote	Produzione (quintali/anno)	Tipo impianto
1	F. Nera	95	<i>O. mykiss</i> , <i>S. trutta</i>	130	avannotteria, ingrasso
2	T. Campiano	95	<i>O. mykiss</i> , <i>S. trutta</i>	1500	avannotteria
3	T. Campiano	400	<i>O. mykiss</i> , <i>S. trutta</i>	1000	ingrasso
4	T. Campiano	1000	<i>O. mykiss</i> , <i>S. trutta</i>	2000	ingrasso
5	F. Sordo	200	<i>O. mykiss</i>	50	avannotteria
6	F. Sordo	550	<i>O. mykiss</i> , <i>S. trutta</i>	30	ingrasso trotelle
7	F. Corno	3000	<i>O. mykiss</i>	12000	ingrasso
8	F. Vigi	222	<i>O. mykiss</i>	500	avannotteria, ingrasso
9	F. Nera	95	<i>S. trutta</i>	170	avannotteria, ingrasso
10	F. Nera	3000	<i>O. mykiss</i> , <i>S. trutta</i>	4500	ingrasso
11	T. Casana	350	<i>O. mykiss</i> , <i>S. trutta</i>	200	pesca sportiva
12	F. Nera	1100	<i>O. mykiss</i> , <i>S. trutta</i>	-----*	avannotteria, ingrasso
13	F. Clitunno	600	<i>O. mykiss</i>	1400	ingrasso

Fonte: Arpa, 2000000 modificata

* dato non pervenuto, impianto di piccole dimensioni

4. CASO APPLICATIVO: INFLUENZA DELL'ACQUACOLTURA NEI CORSI D'ACQUA IN UMBRIA

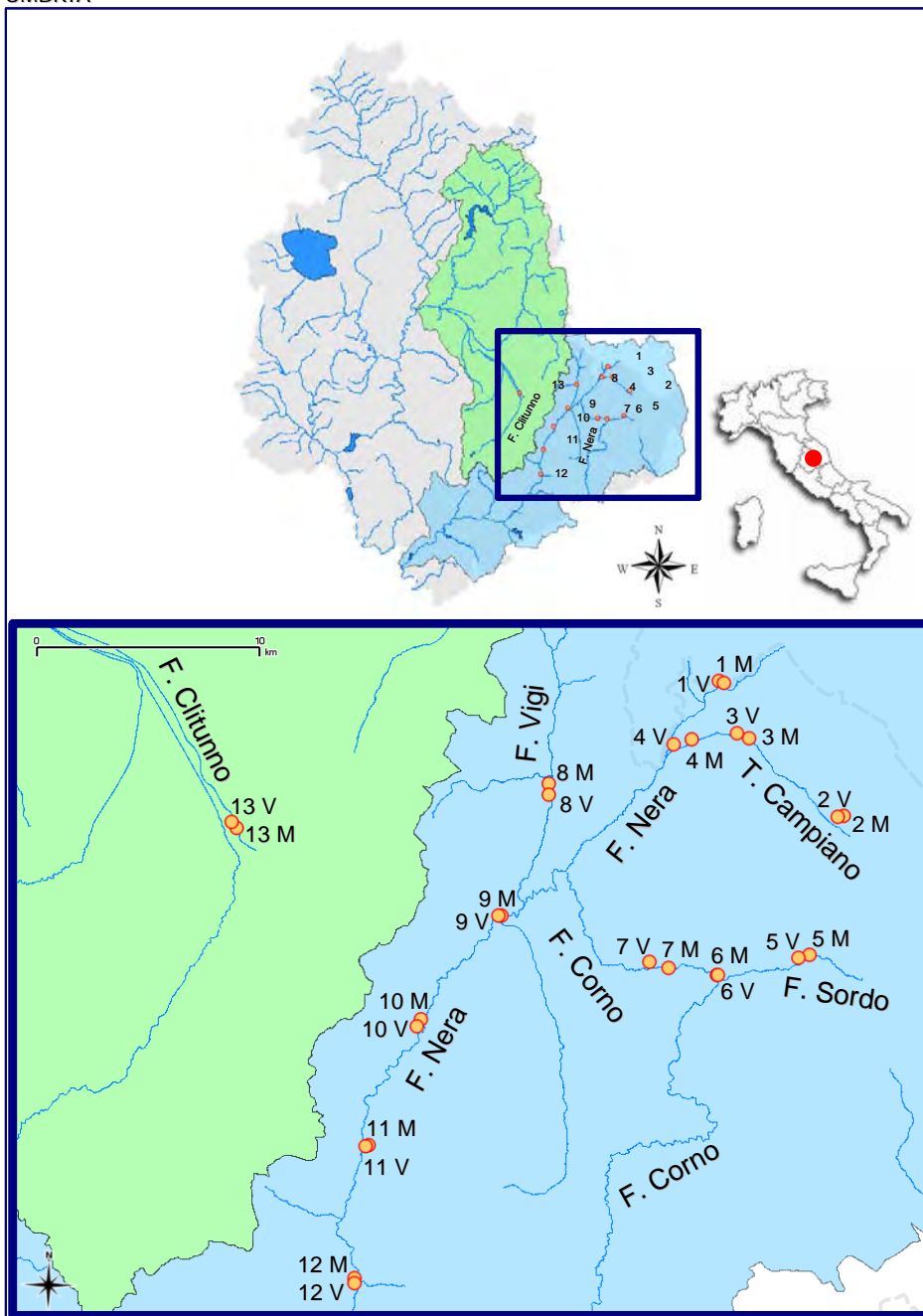


Fig. 1 - Trofocolture in Umbria: area di studio e stazioni di campionamento (1-26)

Raccolta dati

Sono stati monitorati 26 siti di campionamento (2005; 2008) in relazione ai 13 impianti di allevamento. Ogni coppia di stazioni è situata rispettivamente a monte a valle di ogni trotticoltura (a distanza di circa 100 m). Per ogni stazione, sono stati effettuati dei campionamenti macrobentonici semi-quantitativi, della durata di 10 minuti, con un retino immanicato (rete maglia = 335 μ m) nei vari microhabitat del fiume, da sponda a sponda. I macroinvertebrati raccolti sono stati identificati a livello di genere o famiglia e quantificata la presenza di ogni taxon.

L'analisi della comunità macrobentonica si è basata sull'applicazione del metodo "Biological and Ecological Traits" (Usseglio-Polatera, 2000b).

I siti di campionamento sono stati caratterizzati anche dal punto di vista fisico-chimico. Le variabili ambientali considerate sono la quota (m s.l.m.), l'ordine del fiume, la distanza dalla sorgente (km), la portata media annua (l/s), larghezza (m) e la profondità media (m) dell'alveo bagnato, la temperatura dell'acqua ($^{\circ}$ C), la conducibilità (μ S/cm), il pH, l'ossigeno (mg/l) e V.S. (%), i solidi volatili totali (TVS mg/l) in acqua e TVS% nei sedimenti per la stima della sostanza organica.

4.3 Risultati e Discussioni

Variabili ambientali

I primi due assi fattoriali dell'Analisi delle Componenti Principali (PCA), operata sulla matrice ambientale (Tab.2), spiegano complessivamente il 58.35% della variabilità. Dall'analisi della Fig.2 si osserva un gruppo di otto stazioni posizionate in basso a destra (siti 7, 9, 10 e 12), un gruppo di due stazioni collocato in alto a sinistra (sito 13) e il resto dei siti posizionate in basso a sinistra.

Tab. 2 - Trocolture in Umbria: variabili ambientali delle stazioni di campionamento (1-26)

Staz.	Quota s.l.m. (m)	Ordine fiume	Dist. sorgente (Km)	Portata (l/s)	Larg. alveo (m)	Prof. media (m)	Temp. acqua (°C)	O2 (mg/l)	O2%	Cond. (µS/cm)	pH	Solidi volatili acqua (mg/l)	Solidi volatili sedimento (TVS%)
1 M	474	4	15,51	502,28	5,3	0,5	9,1	10,08	87,6	350	8,3	0,59	1,19442043
1 V	483	4	15,73	502,28	2,2	0,4	12,3	8,89	83,6	261,5	8	0,60888889	1,96925969
2 M	688	1	0,56	204,17	1,5	0,16	9,4	10,41	90,1	286,1	8,5	0,915	1,32226086
2 V	678	1	0,42	204,17	1,1	0,2	10,4	10,36	92,8	288,6	8,4	1,335	2,34781488
3 M	520	2	6,45	373,37	4	0,27	11,8	9,73	90,6	339,9	8,7	1,19652778	2,53476216
3 V	511	2	7,11	373,37	4,7	0,3	12	8,8	81,8	354,8	8,3	2,48181818	5,44041296
4 M	475	2	9,34	373,37	4	0,4	11,8	9,48	87,6	385,2	8,4	0,505	1,64011118
4 V	458	2	10,14	373,37	4,5	0,4	12,2	9,2	86,1	388,7	8,2	1,09821429	3,54759882
5 M	547	1	1,48	1723,3	5,7	0,45	13,2	10,8	103	569	8,5	1,405	1,750747
5 V	543	1	2,09	1723,3	6	0,6	12,8	9,6	90	564	8,3	2,05	----
6 M	507	2	6,05	1723,3	5,2	0,65	13	10,67	102	541	8,7	1,125	8,79677452
6 V	497	2	6,19	1723,3	6,6	0,4	13,1	10,29	98,2	532	8,6	1,05	12,3546851
7 M	483	4	44,67	5437,1	12	0,65	11,3	9,69	88,7	454,8	8,1	0,37	1,41696278
7 V	482	4	45,62	5437,1	11	0,5	11,3	9,02	81,5	451,1	8,4	2,51	6,29726956
8 M	386	3	10,61	370,64	6,4	0,26	12,8	9,89	94	419,1	8,6	0,7	1,50444778
8 V	394	3	11,14	370,64	3	0,34	13,3	8,13	77,8	414	8,4	1,11875	3,2506646
9 M	348	5	31,9	3919,7	15	0,65	14	9,89	96,5	522	8,2	0,31	2,03602109
9 V	362	5	31,03	3919,7	9,5	0,78	14,1	10,36	102	519	8,2	0,32	2,16894955
10 M	317	5	38,75	3919,7	14	0,43	13,8	10,77	103	493,1	8,4	0,4	2,42350457
10 V	315	5	39,21	3919,7	13	0,5	13,7	9,92	95,8	493,5	8,3	1,55	5,41990586
11 M	291	1	0,02	0,2	5	0,3	11,6	9,66	89	345	8,2	0,02	----
11 V	287	1	0,2	0,2	5	0,45	11,4	10,05	92,3	354,7	7,9	0,04	1,22209642
12 M	271	5	53,16	4999,4	13,5	0,8	12,3	11,11	104	429	8,4	0,155	2,42782865
12 V	269	5	53,44	4999,4	13,5	0,65	12,1	10,2	102	431,9	8,4	0,245	2,7888294
13 M	227	1	1,22	1005	5,8	50	13,01	9,15	87,5	956	8,5	-0,335	26,08
13 V	227	1	1,56	1005	5,5	60	13	8,79	83	880	9,1	-0,865	20,4

4. CASO APPLICATIVO: INFLUENZA DELL'ACQUACOLTURA NEI CORSI D'ACQUA IN UMBRIA

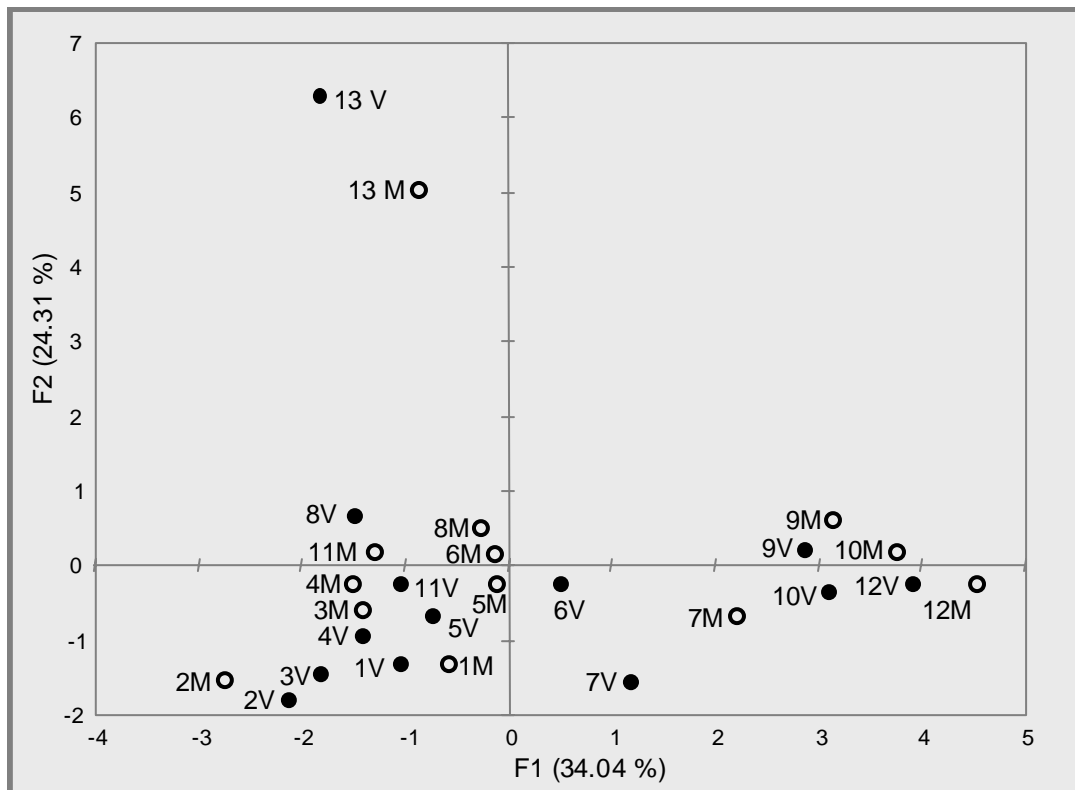


Fig. 2 - Trocolture in Umbria: PCA (stazioni-variabili ambientali), F1x F2

La Classificazione Gerarchica Ascendente, attraverso il metodo di Ward (1963), operata sempre sulla matrice ambientale, ha confermato questi tre raggruppamenti dei siti, denominati cluster A, B e C (Fig.3). In dettaglio, al gruppo A appartengono le stazioni 13M e 13V ubicate sul Fiume Clitunno in prossimità di una sorgente limnocrenica, al gruppo B le stazioni 11M e 11V (Fonte Casana), 1M e 1V (parte alta del Fiume Nera) 2M, 2V, 3M, 3V, 4M, 4V (F. Campiano) 5M, 5V, 6M, 6V (F. Sordo) 8M, 8V (F. Vigi), interessanti piccoli corsi d'acqua. Infine, appartengono al gruppo C

4. CASO APPLICATIVO: INFLUENZA DELL'ACQUACOLTURA NEI CORSI D'ACQUA IN UMBRIA

le stazioni 9M, 9V, 10M, 10V, 12M, 12V (F. Nera) e 7M, 7V (F. Corno) poste in corsi d'acqua di maggiori dimensioni e quindi dotati di una più alta capacità autodepurativa.

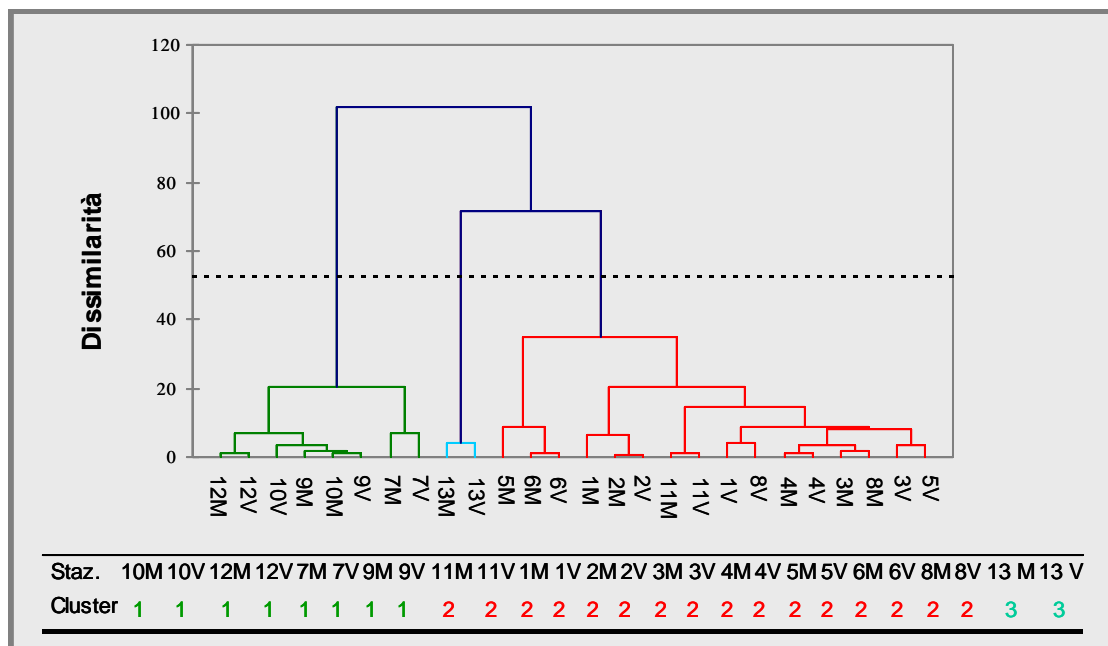


Fig. 3 - Trociculture in Umbria: analisi dei cluster di stazioni

Distribuzione delle specie

Con l'Analisi delle Corrispondenze (CA) è stata analizzata la matrice dei taxa (31166 individui appartenenti a 88 taxa nelle 26 stazioni di campionamento [in Appendice I]), i primi due assi spiegano rispettivamente il 19.46% e il 13.68% della varianza. Dalla distribuzione nel grafico dei siti di campionamento e dei taxa (presentati separatamente in Fig.4 e in Fig.5 rispettivamente), usando i primi due assi dell'analisi, si osserva un arco. Questo modello (chiamato effetto Guttman) si presenta quando le variabili cambiano lungo un gradiente ecologico (Legendre & Legendre, 1998). In effetti, i siti di campionamento sono distribuiti in accordo allo loro locazione nel proprio sistema fluviale.

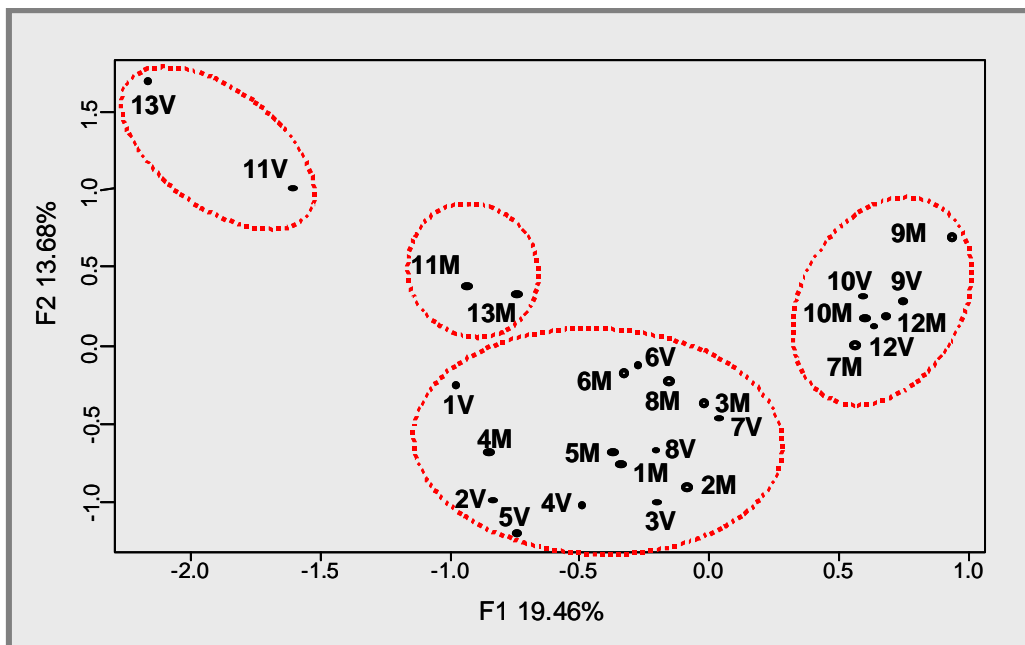


Fig. 4 - Trotilture in Umbria: CA stazioni, F1x2

Più specificatamente, quei siti di campionamento ubicati sul corso principale (F. Nera, siti 9,10,12) o sul suo maggiore affluente (F. Corno, sito 7M), sono raggruppati nell'area in alto a destra del grafico; i siti dei corsi d'acqua che si trovano in prossimità alla sorgente, sono raggruppati in alto a sinistra (11,13), i rimanenti si trovano nei corsi d'acqua affluenti del F. Nera (F. Corno, F. Sordo, F. Vigi, T. Campiano), formano un raggruppamento intermedio. Pertanto, l'unica eccezione riguarda la stazione 7V del F. Corno, che ricevendo i reflui della trotticoltura di maggiori dimensioni della Valnerina, è condizionata a tal punto da collocarsi nel sistema fluviale intermedio, nonostante le dimensioni del corpo idrico comparabili con quelle del F. Nera (Fig.4).

Inoltre, si osserva che, nell'ambito di questa distribuzione spaziale, il secondo asse, evidenzia una tendenza ad un decremento (spostamento verso il basso) per i siti a valle, relativamente ad ogni impianto di trotticoltura dei corsi d'acqua F. Nera, F. Corno, F. Sordo, F. Vigi e T. Campiano. Molto probabilmente, tale andamento è dovuto all'input del carico organico veicolato nella stazione di valle di ogni impianto, che, seppur nell'ambito del proprio sistema fluviale, colloca tali stazioni verso in una condizione ecologica più matura (Fig.4).

L'analisi delle corrispondenze mostra cambiamenti lungo la zonazione longitudinale degli invertebrati bentonici (vedi Fig.5, da destra a sinistra), con una transizione da taxa lotici (*Hydrobiidae*, *Dinocras*, *Perla*, *Lepidostomna*, *Micrasema*, *Serratella*, *Epeorus*, [destra]) a taxa lentici (*Physa*, *Tubificidae*, *Helobdella*, *Lymnaea*, *Sialis*, [sinistra]) nel sistema fluviale. Il gradiente che deriva dall'analisi delle corrispondenze (CA), rappresenta i gradual

4. CASO APPLICATIVO: INFLUENZA DELL'ACQUACOLTURA NEI CORSI D'ACQUA IN UMBRIA

cambiamenti che si hanno procedendo verso valle nella composizione della struttura della comunità macrobentonica, che rispecchia il naturale gradiente longitudinale di un corso d'acqua.

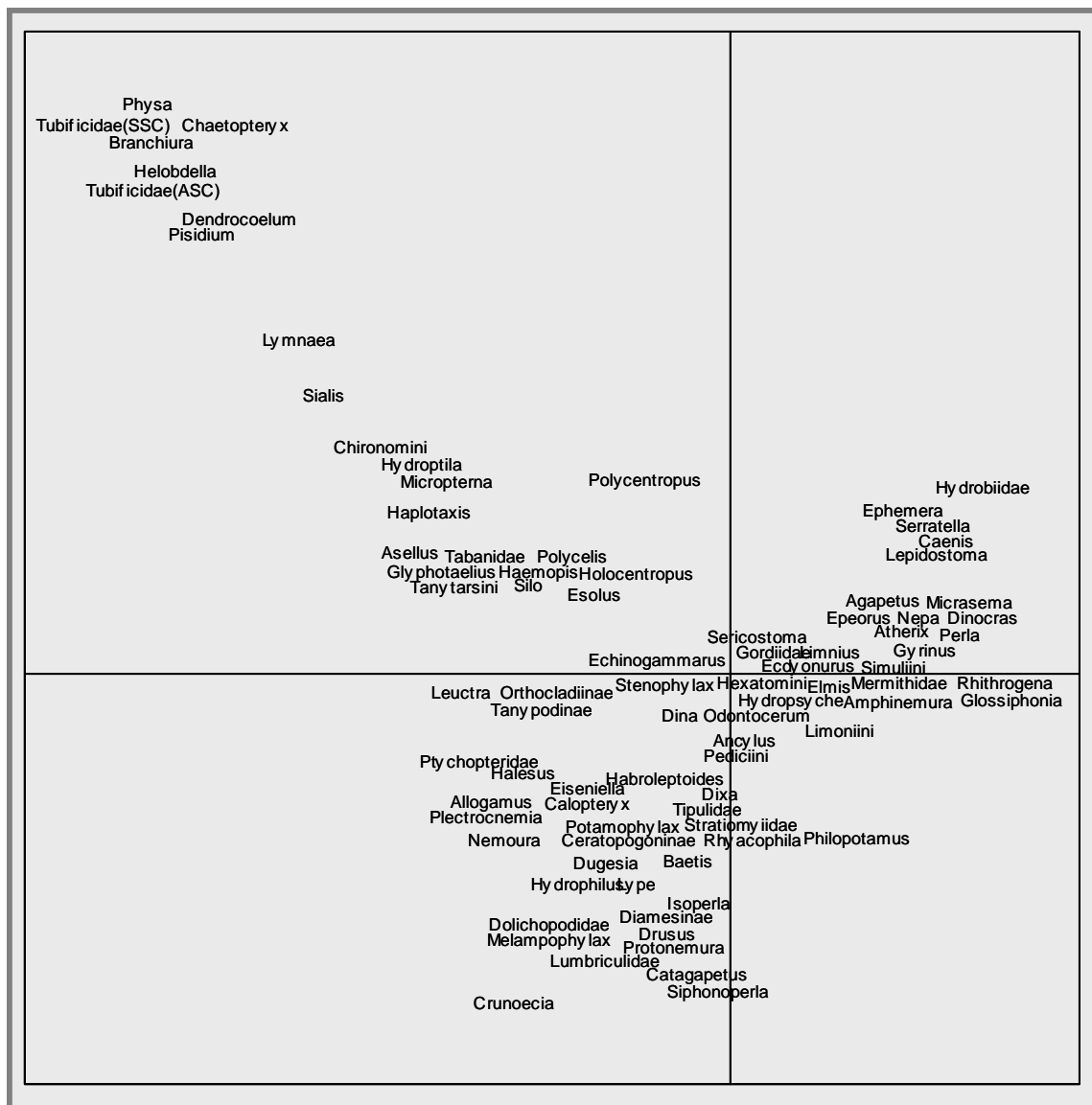


Fig. 5 - Trofoculture in Umbria: CA taxa, F1x2

Modelli spaziali dei tratti bio-ecologici

L'analisi di co-inerzia (Fig.6), basata sulla distribuzione dei taxa e dei relativi tratti bio-ecologici (in Appendice V e VI), consente delle combinazioni dei modelli spaziali dei tratti nell'ecosistema fluviale. Ci si aspetta che le stazioni vicine nel grafico rappresentino raggruppamenti di siti caratterizzati in modo simile dai tratti bio-ecologici dei taxa, mentre quelle nettamente separate descrivono una situazione opposta. Alcuni tratti non sono chiaramente strutturati (es. durata del ciclo biologico, dispersione, temperatura). Tuttavia altri tratti riescono a caratterizzare il grafico (Fig.7).

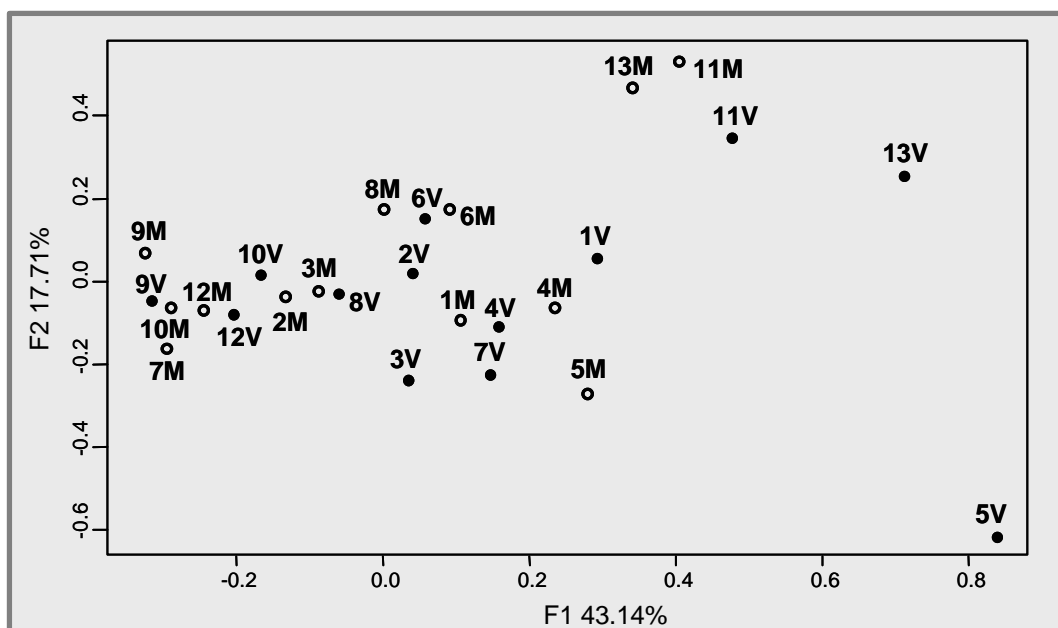


Fig. 6 - Trocolture in Umbria: analisi di co-inerzia stazioni, F1xF2

4. CASO APPLICATIVO: INFLUENZA DELL'ACQUACOLTURA NEI CORSI D'ACQUA IN UMBRIA

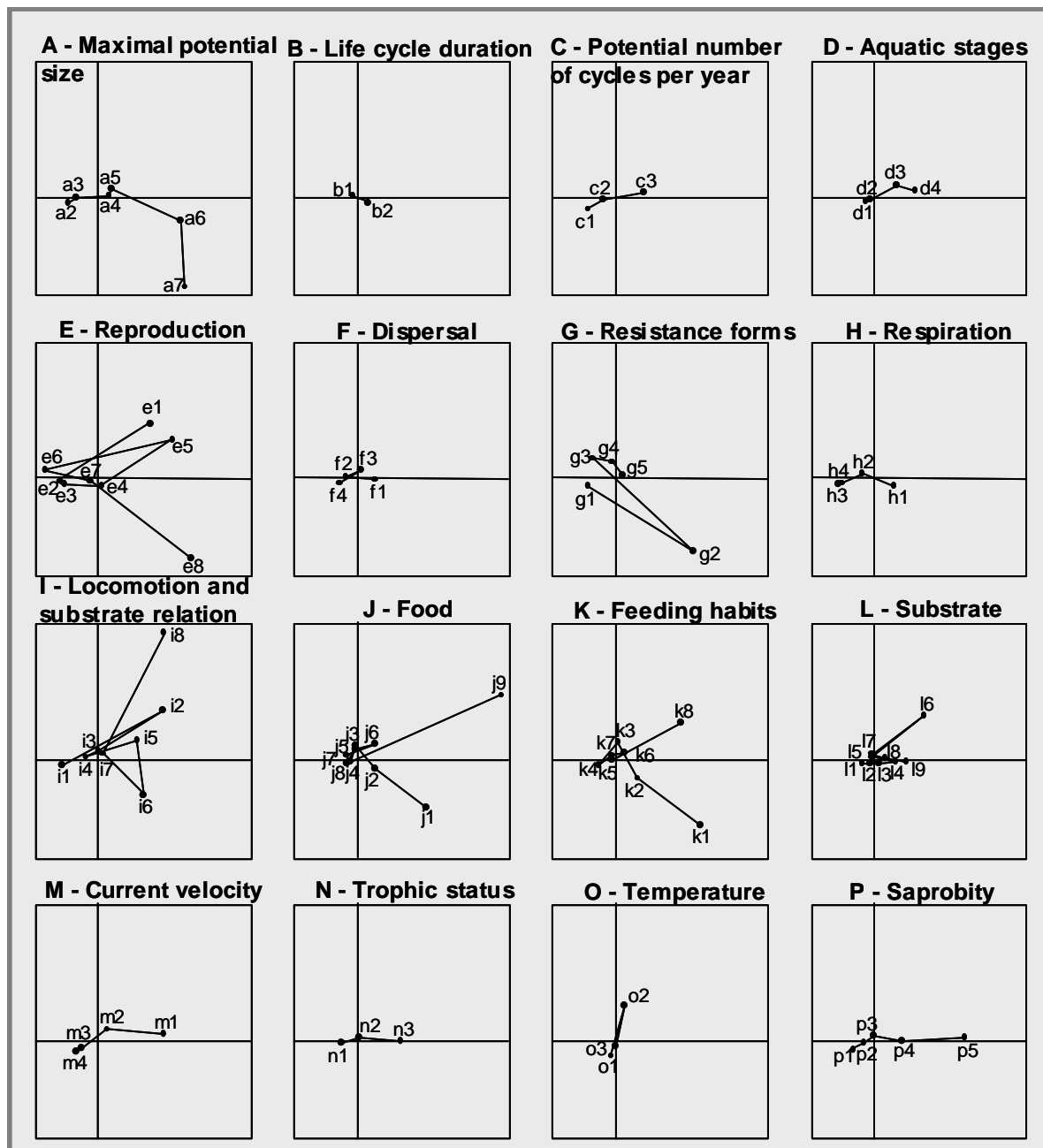


Fig. 7 - Troficoltura in Umbria: analisi di co-inerzia tratti bioecologici modalità, F1x F2

In relazione all'asse F1 si evidenzia, a destra, in particolare la posizione di tre siti (5,11,13) prossimi ad ambienti sorgivi, le cui caratteristiche bio-ecologiche discriminanti sono:

- la taglia massima potenziale (>4-8cm [a6], >8cm [a7]),
- il numero di cicli in un anno (>1 [c3]),
- gli stadi acquatici (adulti [d4]),
- la riproduzione (ovovivipari [e1] masse ovigere libere [e5], riproduzione asessuale [e8]),
- le forme di resistenza (bozzoli [g2]),
- la respirazione (tegumento) [h1]),
- la locomozione e relazione al substrato (fissi al substrato [i8], nuotatori in superficie [i2], interstiziali [i6], scavatori [i5]),
- il tipo di alimento (vertebrati [j9], microrganismi [j1]),
- il modo di nutrimento (parassiti [k8], assorbenti [k1], mangiatori di deposito [k2]),
- il substrato (microfite [l6]),
- la velocità di corrente (nulla [m1]),
- lo stato trofico (eutrofico [n3]),
- la saprobietà (polisaprobico [p5]).

In particolare queste tendenze sono più marcate a livello delle stazioni a valle dei tre impianti. Tali tendenze condizionano, seppure con minore entità, anche la collocazione delle coppie monte-valle dei siti 1, 4, 6 e la stazione 7V.

L'asse F1, evidenzia, poi, a sinistra la posizione dei siti 9, 10, 12 e 7M, che sono caratterizzati dai seguenti tratti bio-ecologici:

- la taglia massima potenziale (0,25-1 cm [a2, a3]),

4. CASO APPLICATIVO: INFLUENZA DELL'ACQUACOLTURA NEI CORSI D'ACQUA IN UMBRIA

- un numero di cicli in un anno (<1 [c1]),
- la riproduzione (uova isolate libere [e2], cementate [e3] e masse ovigere deposte nella vegetazione [e6]),
- la dispersione (aerea e acquatica attiva [f2], [f4]),
- le forme di resistenza (uova e statoblasti [g1], loggette contro la disseccazione [g3]),
- la respirazione (plastron [h3] e spiracoli [h4]),
- la locomozione e relazione al substrato (volatori [i1]),
- il tipo di alimento (micro [j7] e macroinvertebrati vivi [j8]),
- il modo di nutrimento (raschiatori [k4]),
- il substrato (ciottoli [l1]),
- la velocità di corrente (media 25-50 cm/s [m3], alta > 50 cm/s [m4]),
- lo stato trofico (oligotrofico [n1]),
- la saprobietà (xenosaprobici [p1]).

A livello dell'asse F2, i siti 11 e 13 sono posizionati in alto mentre il sito 5 si colloca in basso, all'estremità opposta. Le stazioni 11M, 11V e 13M, 13V sono caratterizzate dai seguenti tratti bio-ecologici:

- la riproduzione (ovovivipari [e1] masse ovigere libere [e5]),
- la locomozione e relazione al substrato (fissi al substrato [i8], nuotatori in superficie [i2]),
- il tipo di alimento (vertebrati [j9]),
- il modo di nutrimento (parassiti [k8]),
- il substrato (microfite [l6]),

Le stazioni 5M e 5V risultano caratterizzate dai seguenti tratti:

- la taglia massima potenziale (>4-8cm [a6], >8cm [a7]),
- la riproduzione (asessuale [e8]),
- le forme di resistenza (bozzoli [g2]),
- la respirazione (tegumentale [h1]),
- la locomozione e relazione al substrato (interstiziali [i6]),
- il tipo di alimento (microrganismi [j1], detrito fine (<1mm) [j2]),
- il modo di nutrimento (assorbenti [k1], mangiatori di deposito [k2]),

Una sintesi di tali andamenti può essere effettuata analizzando il piano fattoriale F1xF2 mettendo in evidenza solo i tratti caratterizzanti il grafico. In particolare, in fondo nell'angolo a destra, i tratti biologici hanno chiaramente separato la stazione di 5M e la stazione 5V del Fiume Sordo. Questi siti sono principalmente caratterizzati da taxa di grande taglia, mangiatori di deposito e assorbenti, consumano microrganismi e detrito fine (<1mm), riproduzione asessuale, producono bozzoli come forme di resistenza, respirazione tegumentale.

Nell'angolo in alto a destra, i siti 11 e 13 sono caratterizzati da predatori che si nutrono di grandi prede, organismi principalmente fissi al substrato, ovovivipari e con uova deposte attaccate o libere.

Gli invertebrati dei siti 9, 10, 12 e 7M sono caratterizzati da taxa di piccola taglia compresi tra 0,25 e 1 cm, numero di cicli in un anno ≤ 1 , dispersione acquatica passiva, respirazione avviene

attraverso plastron, predatori o erbivori, preferiscono una velocità di corrente medio-alta (> 25 cm/s).

L'analisi di co-inerzia dei tratti delle specie ha evidenziato la capacità di caratterizzare le coppie di stazioni monte-valle di ogni sito presentando, a livello della stazione impattata, una variazione di struttura di comunità macrobentonica rispetto a quella di riferimento. In effetti, si può osservare che le coppie di stazioni monte-valle delle singole trofocolture tendono ad avere le stazioni di valle, rispetto al riferimento di monte, in basso a destra.

Discussioni

Nonostante che l'impatto delle trottocolture intensive dipenda dalla grandezza dell'impianto, dalle pratiche di allevamento, dalla natura e dal volume dei rifiuti prodotti, dalla diluizione e dalla capacità autodepurativa del corpo idrico (Boyd *et al.*, 2005), l'analisi delle caratteristiche ambientali dei corsi d'acqua oggetto di studio, ha definito tre cluster di stazioni. Tali raggruppamenti sono, in primo luogo, definiti dalla ubicazione dei siti lungo il profilo longitudinale del corso d'acqua piuttosto che dall'insediamento dell'impianto di trottocoltura.

Il gradiente delle caratteristiche fisico-chimiche dei corsi d'acqua, da monte verso valle, evidenziato dalle nostre analisi (PCA), si riscontra anche nella struttura della comunità bentonica.

In effetti, l'analisi della distribuzione dei taxa di invertebrati (CA) tende ad una suddivisione in un gradiente biocenotico da ambienti sorgentizi (o eucrenon) a zone fluviali (o potamon) per la maggior parte dei siti. In questo ordinamento, la struttura spaziale degli assemblaggi degli invertebrati, è comparabile con la nota zonazione di Illies (1961) e Illies & Botosaneanu (1963) per l'Europa occidentale. Il gradiente esaminato che noi abbiamo studiato attraverso la CA, evidenzia inoltre dei cambiamenti, a valle di ogni allevamento, nella composizione della struttura della comunità ad invertebrati, rispetto al gradiente caratteristico del corso d'acqua.

Pertanto, le perturbazioni seriali prodotte dalle singole trottocolture, a scala di sistema fluviale, non influiscono sui modelli di diversità complessiva della rete idrografica della Valnerina,

suggerendo che la fauna bentonica riesce a recuperare velocemente a valle dopo ogni trotticoltura.

L'applicazione del metodo "Biological and Ecological Traits" ha permesso di descrivere con maggiore dettaglio l'entità dei cambiamenti della fauna, riscontrati a livello della stazione impattata rispetto a quella di riferimento. Essi dipendono dalle condizioni locali di habitat (tratto a valle) e dalle caratteristiche tecniche degli impianti (dimensione, produzione di pesce, trattamenti delle acque) e la diversità della comunità generalmente risente della diminuzione di taxa sensibili all'inquinamento, mentre aumenta l'abbondanza dei taxa di invertebrati tolleranti.

In genere, nel caso di compromissione, le variabili bio-ecologiche e le relative modalità caratterizzanti, sono date da taxa di taglia grande, che si alimentano aspirando e assorbendo microrganismi e detrito fine (<1mm), hanno una riproduzione asessuale e presentano bozzoli come forme di resistenza.

Mentre i siti che presentano una migliore qualità ambientale sono caratterizzati da taxa di piccola taglia, un numero di cicli in un anno minori o uguale ad uno, riproduzione con uova isolate o cementate e deposte nella vegetazione, la respirazione avviene attraverso plastron e spiracoli, si alimentano di micro e macroinvertebrati vivi, per la maggior parte sono raschiatori, preferiscono una velocità di corrente medio-alta (> 25 cm/s), vivono in ambienti oligotrofici e xenosaprobici.

L'analisi funzionale ha quindi permesso di definire in modo dettagliato quali combinazioni dei tratti biologici ed ecologici dei taxa siano suscettibili di essere selezionati, in relazione all'alterazione prodotta dagli impianti di trotticoltura.

Da ciò, l'acquacoltura nei corsi d'acqua determina delle modificazioni all'ecosistema acquatico dovute soprattutto dall'afflusso dei reflui organici in sospensione, quali deiezioni e resti di alimenti. In particolare, 30 tonnellate di trote producono un equivalente in reflui pari a quelli prodotti da 93 persone in fosforo totale, da 263 persone equivalenti in ortofosfati, da 1039 e 16443 persone equivalenti, rispettivamente per l'ammoniaca e per i nitriti e nitrati messi insieme. Pertanto, l'arricchimento in azoto rappresenta l'elemento di maggiore impatto (Tarazona *et al.*, 1993). In associazione con le suddette modifiche fisico-chimiche della qualità dell'acqua, diminuiscono i tassi di ossigeno disciolto e l'insieme tende a creare un ambiente eutrofizzato.

5. CASO APPLICATIVO: RIDUZIONE DI PORTATA SUL FIUME MENOTRE

5.1 Problematica

L'alterazione dei deflussi naturali di un corso d'acqua comporta sostanziali mutamenti delle dinamiche fluviali, sia in termini fisico-chimici che biologici, a cui si aggiunge anche un nuovo assetto del territorio dal punto di vista paesaggistico.

La diminuzione delle portate naturali limita la funzionalità biologica del corso d'acqua e come prima conseguenza produce una riduzione di habitat per le biocenosi e una più facile frammentazione dell'ecosistema fluviale (Burgman *et al.*, 1993). In dettaglio, le captazioni idriche comportano:

- la regolarizzazione del deflusso idrico superficiale nel tempo con il livellamento delle naturali fluttuazioni stagionali (Marchetti *et al.*, 1999);
- la riduzione della superficie colonizzabile da parte della biocenosi (Loro, 1999);
- la diminuzione della capacità autodepurativa del corso d'acqua (Marchetti *et al.*, 1999);
- l'alterazione della temperatura media dell'acqua (Marchetti *et al.*, 1999);
- l'interruzione del *continuum* fluviale, dalla sorgente alla foce (Cummins K.W., 1985).

In questo contesto è nata la necessità di prevedere l'impatto derivato dai prelievi idrici e la determinazione di una soglia di riferimento, legata ad un'analisi dei dati di portata in

relazione alla vita acquatica. Tale soglia viene definita Deflusso Minimo Vitale (DMV), ovvero il deflusso minimo da garantire nell'alveo di un corso d'acqua per il mantenimento delle caratteristiche e della funzionalità dell'ecosistema fluviale (Gozzi, 2000). Una corretta stima di tale portata, consente sia il perpetuarsi della vita acquatica nel tempo che un utilizzo razionale della risorsa idrica (Bovee, 1998).

La capacità di autoregolazione dei sistemi ecologici, assume particolare importanza proprio nelle strategie della protezione ambientale, in quanto consente di definire le qualità e le quantità massime ammissibili degli effluenti in funzione di una soglia di accettabilità e/o di reversibilità degli impatti.

La stima della recettività ambientale presenta perciò risvolti sia protezionistici che economici, permettendo di ottimizzare il rapporto fra tipologie dei rilasci e sensibilità degli ecosistemi riceventi.

Il Fiume Menotre risulta essere uno degli esempi di eccessivo sfruttamento della risorsa idrica superficiale in Umbria (Italia centrale). Infatti nonostante abbia una portata media esigua ($1.05 \text{ m}^3/\text{s}$, dato pubblicato negli Annali Idrologici della Regione dell'Umbria per il periodo 1992-97), è sottoposto a numerose e consistenti captazioni per fini idroelettrici, oltre a quelle non trascurabili per fini potabili e irrigui. Solo l'acqua prelevata per fini idroelettrici viene poi restituita al fiume, a valle della centralina.

Dal momento che questo corso d'acqua non presenta considerevoli variazioni di pendenza, l'acqua prelevata dal fiume, scorre per lunghi tratti in condotte artificiali che si mantengono in quota, per determinare dislivelli tali da consentire lo sfruttamento

idroelettrico delle acque. Captazioni e rettificazioni si alternano modificando il sistema idraulico di tutto il corso d'acqua. Il risultato di tutto ciò è che il F. Menotre conserva la sua condizione di naturalità solo per qualche chilometro dell'intero corso, dal momento che a valle della captazione i valori di portata si riducono in modo cospicuo.

Un ulteriore problema nasce dal fatto che i disciplinari delle concessioni delle acque risalgono, ad anni (1940-50), in cui la disponibilità della risorsa idrica era assai maggiore e inoltre non era previsto nessun obbligo riguardo al mantenimento di un deflusso minimo vitale che potesse garantire la protezione e il mantenimento dell'ecosistema fluviale a valle delle captazioni.

L'obiettivo dell'indagine è stato di evidenziare l'effetto delle variazioni di portata, dovuto alla regimazione del corso d'acqua, sulla comunità macrobentonica, attraverso l'analisi del suo profilo bio-ecologico.

5.2 Area di studio

Il F. Menotre, affluente del F. Topino, appartiene alla parte sud-orientale del Bacino del F. Tevere (Provincia di Perugia). Il bacino idrografico comprende una superficie complessiva di 120 km², l'asta fluviale ha una lunghezza di 30 km ed una pendenza media del 28,33‰, portata media 1.05 m³/s (Annali Idrologici – Regione - Umbria - periodo 1992-97).

Il criterio con cui sono state scelte le stazioni è funzionale allo studio di monitoraggio delle biocenosi soggette ai deflussi

naturali (a monte delle opere di presa) in relazione a quelle soggette a deflussi regimati. Inoltre ogni stazione è stata anche scelta in base al requisito di omogeneità delle caratteristiche morfologiche dell'alveo del tratto fluviale considerato. In figura 1 è riportata la carta del bacino idrografico del F. Menotre su cui sono state evidenziate le nove stazioni di campionamento interessanti 14 km del corso d'acqua e lo schema dei prelievi e dei rilasci idrici (Tab.1). Ogni stazione è stata caratterizzata a seconda dei mesohabitat rilevati: pool, riffle, run (Harbert *et al.*, 2000).

Per ciascuna stazione sono stati rilevati i seguenti parametri fisico-chimici quali profondità (m), velocità di corrente (m/s), superficie (m²), temperatura dell'acqua (°C), O₂ (mg/l), O₂%, conducibilità (µS), potenziale redox (µS/cm), solidi totali disciolti (mg/l), pH, nitriti (mg/l), nitrati (mg/l), ammoniaca (mg/l), cloruri (mg/l), tensioattivi (mg/l), solfati (mg/l), fosfati (mg/l), durezza temporanea e durezza totale (°F). Tali analisi sono state eseguite per valutare l'eventuale presenza di fonti di inquinamento che potrebbero influire sulle comunità biologiche.

La raccolta dei macroinvertebrati (campionamenti semi-quantitativi) è stata effettuata per ogni mesohabitat di ciascuna stazione, si è così operato su nove punti di prelievo in condizioni idrologiche di morbida (gennaio-aprile 2002) e di magra (giugno-luglio 2002).

5. CASO APPLICATIVO: RIDUZIONE DI PORTATA SUL FIUME MENOTRE

Tab. 1 - F. Menotre: ubicazione stazioni

Stazioni	Località	Coordinate UTM (Lat-Long)	Quota (m s.l.m.)	Posizione
1	Molini	4754116 - 325629	706	stazione di controllo
2	Rasiglia	4758677 - 325443	627	a monte della derivazione
3	Rasiglia	4758871 - 325219	618	a valle della derivazione
4	Rasiglia	4759103 - 324849	589	a monte della derivazione
5	Serrone	4760475 - 324207	572	a valle della derivazione
6	Serrone	4760543 - 324152	568	a monte della derivazione
7	Casenove	4760774 - 323799	562	a valle della derivazione
8	Pale	4761185 - 319142	489	a valle della derivazione
9	Pale	4761299 - 319023	485	a valle dello scarico ultimo sbarramento

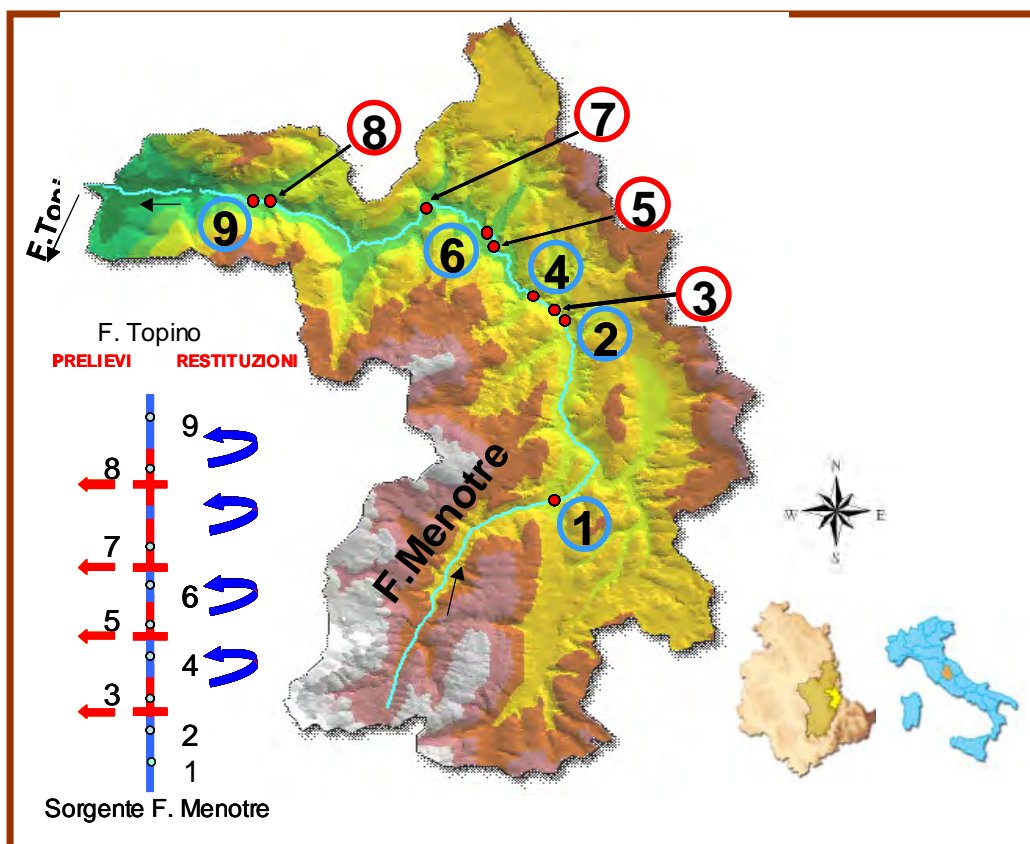


Fig. 1 - F. Menotre: area di studio e stazioni di campionamento (1-9)

5.3 Risultati e Discussioni

Variabili ambientali

L'Analisi delle Componenti Principali (PCA) è stata effettuata sulle variabili fisico-chimiche che hanno caratterizzato ogni sito di campionamento (Tab.2, Fig.2).

I primi due assi fattoriali della PCA, operata sulla matrice ambientale, spiegano complessivamente il 67.53% della variabilità (F1: 47.75%, F2: 19.78%).

Tab. 2 - F. Menotre: variabili ambientali delle stazioni di campionamento (1-9)

Stazioni	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Prof. (m)	0,075	0,2	0,06	0,23	0,255	0,28	0,17	0,105	0,33
Vel. (m/s)	0,86	0,64	0,315	0,495	0,17	0,23	0,53	0,095	0,305
Port. (m ³ /s)	0,25	0,52	0,05	0,54	0,12	0,36	0,29	0,0375	0,47
Sup. alveo (m ²)	255	325	160	245	115	260	210	235	220
Temp. (°C)	9,5	11,5	11,05	11,2	11,5	11,6	12,4	11,55	11,65
O ₂ (mg/l)	9,745	9,585	9,675	10,595	14,4	10,43	8,41	8,77	10,05
O ₂ %	92,55	94,7	90,815	103,14	140,95	103,85	82,15	79,3	92,4
Cond. (µS)	243,5	530	506	497	467,5	494,5	499	464	482
Redox (µS/cm)	-37	-34,5	-44,5	-47	-55	-53,5	-44	-48	-49
TDS (mg/l)	352	730,5	705	693	658,5	577	672	636,5	656
pH	7,91	7,73	7,96	7,88	8,11	8,105	7,92	8,17	8,26
Nitriti (mg/l)	0,071	0,042	0,011	0,0035	0,004	0,007	0,0125	0,0115	0,0105
Nitrati (mg/l)	0,02	0,6	0,4	0,7	0,5	0,5	1,8	0,4	0,2
Ammoniaca (mg/l)	0,115	0,06	0,06	0,03	0,03	0,03	0,12	0,04	0,03
Cloruri (mg/l)	24,5	31,5	32,5	30,5	31	34	30,5	33	33
Tensioattivi (mg/l)	0,41	0,41	0,58	0,46	0,18	0,15	0,06	0,16	0,06
Solfati (mg/l)	6	144,5	146	139,5	125	130,5	129,5	126	147
Fosfati (mg/l)	0,05	0,01	0,03	0,02	0,03	0,03	0,03	0,03	0,02
Dur. totale (°F)	16,44	28,85	35,1	33,6	31,35	32,9	33,4	30,85	35,1
Dur. Mg (°F)	2,75	5,25	7,05	6,9	7	7,95	6,95	6,3	8,2

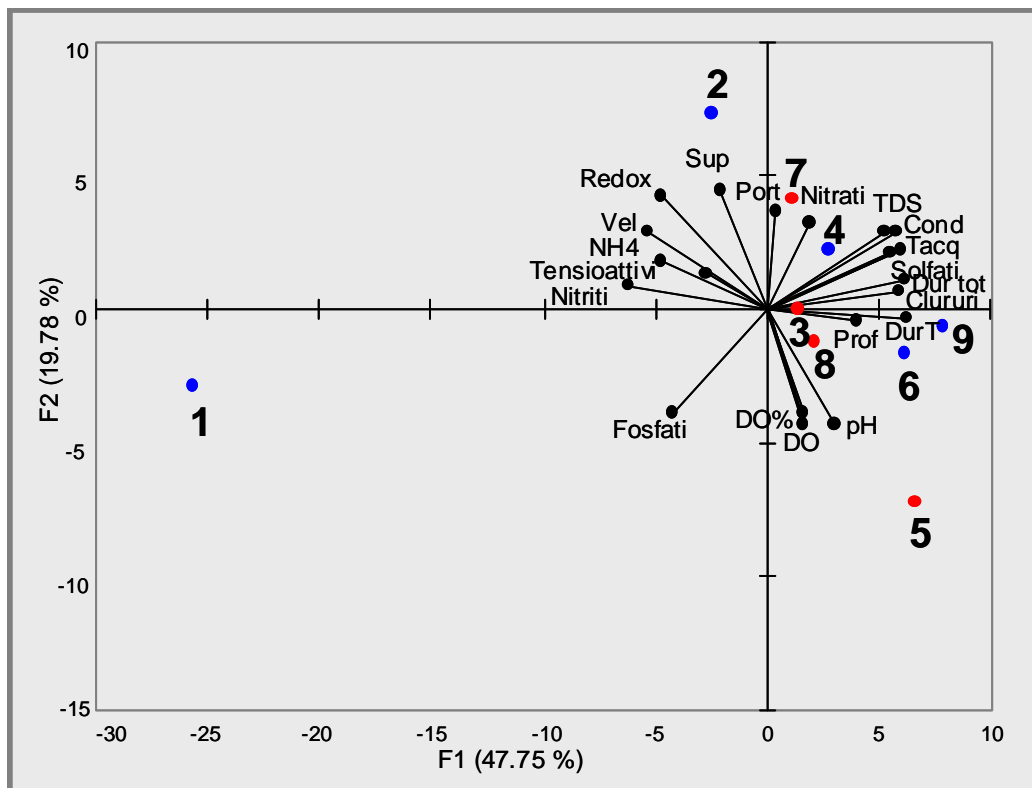


Fig. 2 - F. Menotre: PCA (biplot stazioni-variabili ambientali), F1x F2

La classificazione dei siti in cluster, effettuata sulla base delle coordinate fattoriali degli assi della PCA, utilizzando come metrica la distanza euclidea (Ward, 1963), ha messo in risalto quattro raggruppamenti di stazioni (metodo di analisi “phenon line”, Sneath & Sokal, 1973) (Fig.3).

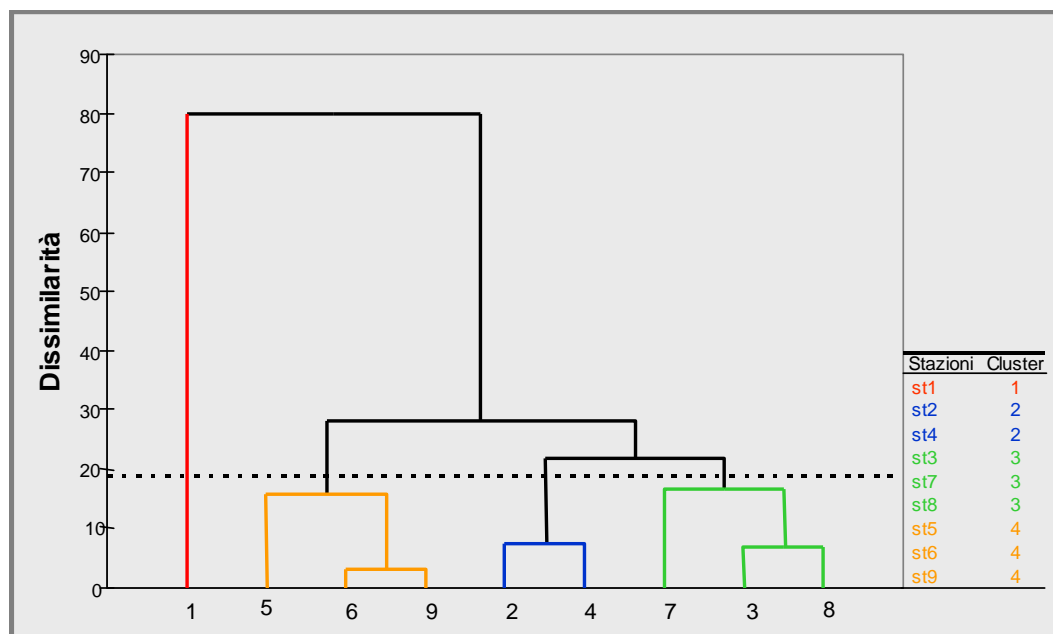


Fig. 3 - F. Menotre: Analisi dei Cluster di stazioni

In dettaglio, il primo gruppo è costituito solamente dalla stazione 1, sito collocato in vicinanza della sorgente del F. Menotre, che risulta, a livello del primo asse, nettamente separata dal resto delle stazioni. Al secondo gruppo appartengono le stazioni 2 e 4 che non subiscono alterazioni del deflusso naturale, il terzo gruppo è costituito dalle stazioni 3, 7 e 8 che sono soggette ad una regimazione idrica con notevole riduzione di portata. Mentre al quarto gruppo appartengono le stazioni 5, 6 e 9, di cui solo stazione 5 è regimata.

Distribuzione delle specie

Con l'Analisi delle Corrispondenze (CA) è stata analizzata la matrice dei taxa (16433 individui appartenenti a 71 taxa nelle nove stazioni di campionamento [in Appendice II]) i primi due assi spiegano rispettivamente il 33.13% e il 19.29% della variabilità. Dalla distribuzione nel grafico dei siti di campionamento e dei taxa (presentati rispettivamente in Fig.4 e in Fig.5), usando i primi due assi fattoriali, si osserva, in alto a sinistra, un gruppo di stazioni omogenee (5, 6, 3, 9, 4, 2, 1) per composizione tassonomica, mentre in basso a sinistra (secondo asse) la stazione 7 caratterizzata da taxa quali Simuliini, Limoniini, *Habrophlebia* e *Limnebius*, in basso a destra (primo asse), la stazione 8 da taxa quali Orthoclaadiinae, Ceratopogonidae e *Lymnaea*.

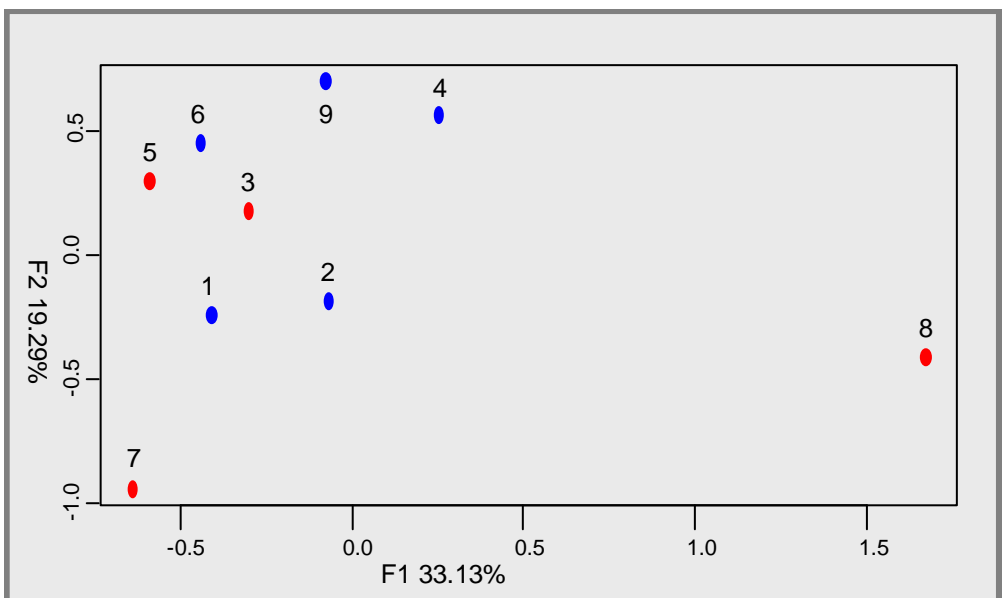


Fig. 4 - F. Menotre: CA stazioni, F1xF2

Nell'ambito di questa distribuzione spaziale, si osserva che le stazioni soggette a captazione idrica, rispetto alle rispettive stazioni di riferimento, si collocano, nell'ambito di ogni coppia, a sinistra nel grafico, tranne nel caso della stazione 8 che risente, oltre che della derivazione di portata, anche di un consistente carico organico rispetto alla condizione di riferimento della stazione 9.

Modelli spaziali dei tratti bio-ecologici

Attraverso l'analisi di co-inerzia (Fig.6 e Fig.7), basata sulla distribuzione dei taxa e dei relativi tratti bio-ecologici (in Appendice V e VI), sono state analizzate le variazioni strutturali della comunità in funzione delle alterazioni fluviali (derivazione di portata e carico organico inquinante) lungo il corso del Fiume Menotre.

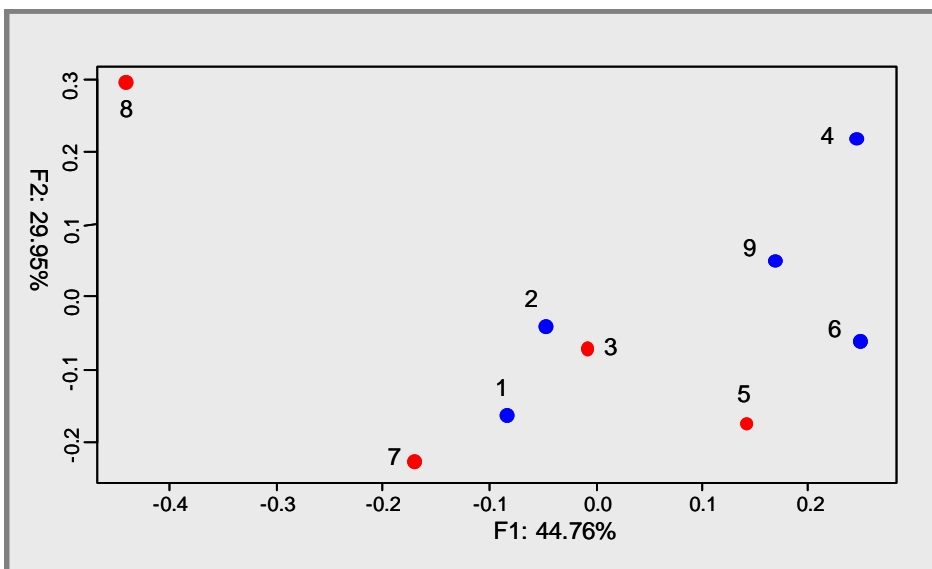


Fig. 6 - F. Menotre: analisi di co-inerzia stazioni, F1xF2

5. CASO APPLICATIVO: RIDUZIONE DI PORTATA SUL FIUME MENOTRE

Le coordinate relative ai primi due assi fattoriali (F1: 44.76% e F2: 29.95% della varianza) separano, nella parte alta dello spazio cartesiano la stazione 8 (parte sinistra) dalle stazioni 4 e 9 (parte destra) mentre in basso le stazioni 7, 1 e in misura minore le stazioni 2, 3 (parte sinistra) dalle stazioni 5 e 6 (parte destra).

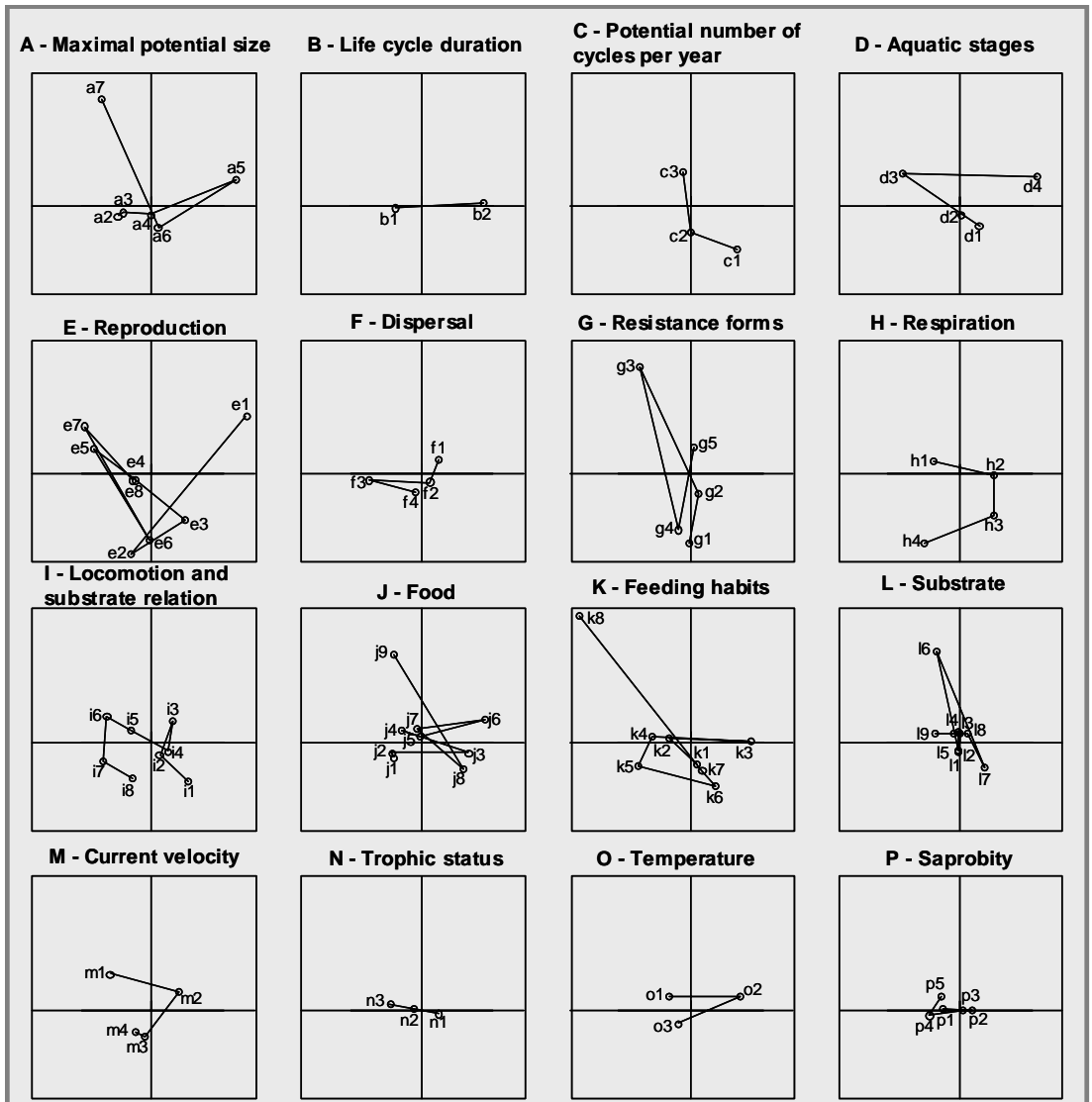


Fig. 7 - F. Menotre: analisi di co-inerzia tratti bioecologici-modalità, F1x F2

I tratti e le relative modalità dei taxa che caratterizzano la stazione 8 sono:

- la taglia massima potenziale (>8 cm [a7]),
- il numero di cicli in un anno (>1 [c3]),
- gli stadi acquatici (ninfa [d3]),
- la riproduzione (masse ovigere terrestri [e7] e libere [e5]),
- le forme di resistenza (loggette contro la disseccazione [g3]),
- la respirazione (tegumentale [h1]),
- la locomozione e relazione al substrato (interstiziali [i6]),
- il tipo di alimento (vertebrati [j9]),
- il modo di nutrimento (parassiti [k8]),
- il substrato (microfite [l6]),
- la velocità di corrente (nulla [m1]),
- la saprobietà (polisaprobici [p5]).

I tratti che caratterizzano le stazioni 4 e 9 sono:

- la taglia massima potenziale (2-4 cm [a5]),
- gli stadi acquatici (adulti [d4]),
- la riproduzione (ovoviviparità [e1]),
- la dispersione (acquatica passiva [f1]),
- la locomozione e relazione al substrato (nuotatori nello spessore d'acqua [i3]),
- il tipo di alimento (animali morti ≥ 1 mm [j6]).

Le stazioni 5 e 6 sono caratterizzate dai tratti bio-ecologici quali:

- il numero di cicli in un anno (<1 [c1]),
- gli stadi acquatici (uova [d1]),
- la riproduzione (uova isolate libere [e3]),
- la respirazione (plastron [h3]),
- la locomozione e relazione al substrato (volatori [i1]),
- il tipo di alimento (piante [j3] e animali morti ≥ 1 mm [j8]),
- il modo di nutrimento (predatori [k7] e aspiratori [k6]),
- il substrato (radici [l7]).

In ultimo le stazioni 7, 1 sono caratterizzate dai tratti bio-ecologici quali:

- la riproduzione (uova libere [e2]),
- la forme di resistenza (diapausa [g4]),
- la respirazione (spiracoli [h4]),
- la locomozione e relazione al substrato (attaccati in modo temporaneo [i7] e permanente [i8]).
- il tipo di alimento (microorganismi [j1], detrito <1mm [j2]),
- il modo di nutrimento (filtratori [k5]),
- la velocità di corrente (veloce >50cm/s [m4], media 25-50cm/s [m3]).

Discussioni

L'analisi effettuata sul sistema idrico del Fiume Menotre, consente di evidenziare (Stz.8) quando all'alterazione prodotta della derivazione di portata si somma a quella dovuta ad un alto carico organico, compromettendo con decisione la capacità autodepurativa del fiume.

In merito al resto delle stazioni, quelle soggette essenzialmente alla regimazione della portata, si collocano in basso, verso il lato sinistro, nello spazio fattoriale F1xF2 rispetto alle corrispondenti stazioni di riferimento che, a loro volta, tendono a collocarsi più in alto, verso il lato destro, nel grafico.

Fa eccezione a questo schema la stazione 1 che presenta peculiari caratteristiche ambientali, non comparabili con il resto dei siti monitorati.

6. CASO APPLICATIVO: IMPATTO DI UNO SBARRAMENTO ED APPORTO DI CARICO SUL FIUME CHIASCIO

6.1 Problematica

L'organizzazione della comunità acquatica ad invertebrati è condizionata da differenti tipologie ambientali (quali le variabili idrauliche, le proprietà del substrato e le risorse trofiche) che si succedono in un fiume dalla sorgente alla foce (Cummins *et al.*, 1984). Si può osservare quindi una successione di cambiamenti longitudinali che riguarda il metabolismo della comunità, la diversità bentonica e la taglia del materiale organico particolato assimilato, in accordo con il modello del *River Continuum* (Vannote *et al.*, 1980).

La realizzazione di un invaso di grandi dimensioni, lungo il corso medio-alto di un fiume, provoca la sedimentazione di gran parte della sostanza organica particolata, veicolata da monte, sul fondale dell'invaso. Di norma, essendo il rilascio delle acque di tipo superficiale, solo la frazione organica più minuta prosegue il suo tragitto lungo il corso d'acqua a valle dello sbarramento (Lajczak, 2003). Tale fenomeno determina un'alterazione della struttura trofica della comunità bentonica immediatamente a valle dello sbarramento (Cortes *et al.*, 1998) orientandola verso *facies* di più alto ordine fluviale (Goretti *et al.*, 2006).

In aggiunta, nel caso di improvvise fluttuazioni della portata del sistema lotico, dovuti agli svuotamenti periodici o eccezionali degli invasi, si determinano ulteriori discontinuità nelle biocenosi

bentoniche che si succedono lungo il profilo longitudinale del corso d'acqua (Morgan *et al.*, 1991; Nelson & Liebermann, 2002).

Il sistema idrico del Fiume Chiascio (Umbria, Italia centrale) sarà nei prossimi anni condizionato dall'entrata in funzione della diga di sbarramento in località Casanova nei pressi di Valfabbrica (Perugia). Tale invaso costituisce la struttura portante del sistema orientale del Piano Generale Irriguo a servizio della maggior parte del comprensorio agricolo dell'Umbria. Inoltre, la diga si inserisce nell'ambito di un più ampio progetto irriguo dell'Italia centrale che interessa circa 60.000 ettari (E.A.B.I.V.F., 1991; Di Giovanni *et al.*, 1996) e le acque dell'invaso dovrebbero essere utilizzate solo a fini irrigui.

L'indagine bio-ecologica della comunità di macroinvertebrati può evidenziare le disfunzioni già in atto, fornendo un contributo all'individuazione delle alterazioni determinate dall'opera di sbarramento sul Fiume Chiascio, in relazione anche alla tipologia di gestione dell'invaso non ancora a regime.

Lo scopo del lavoro, i cui sopralluoghi sono stati effettuati negli anni 1996-98, è quello di indagare il profilo bio-ecologico delle comunità bentoniche e le caratteristiche ambientali a monte e a valle della diga sul F. Chiascio, per acquisire informazioni prima che il sistema dell'invaso vada a regime. In effetti, il tipo di gestione dell'invaso indurrà una serie di modificazioni che potranno essere misurate solo alla luce di dati di riferimento. Oculate scelte gestionali, potrebbero rendere meno gravosi i cambiamenti ecologici sul Fiume Chiascio, considerando nel piano di regimazione delle acque anche i fini ambientali.

6.2 Area di studio

Il Fiume Chiascio, tributario di sinistra del Fiume Tevere, è lungo 95 km ed ha un bacino idrografico di 1956 km² interamente collocato in Umbria (Italia centrale), di cui il 63% appartiene al suo affluente principale, il Fiume Topino.

Il Chiascio presenta una notevole variabilità del suo regime idrico (Mearelli *et al.*, 2001) poiché la formazione geologica che caratterizza gran parte di quest'area è da ascrivere alla marnoso arenacea, le cui componenti argillose conferiscono al terreno una impermeabilità che attiva una circolazione superficiale di tipo torrentizio.

A circa 50 km del suo percorso, in località Valfabbrica (Perugia), è stato realizzato da alcuni anni uno sbarramento ad uso irriguo ancora non a regime. Infatti, l'invaso, viene attualmente utilizzato solamente per limitare le portate minime del fiume con un parziale riempimento (profondità massima di 14 m) che inizia a maggio ed un completo svuotamento ad ottobre.

Il lago-serbatoio a regime sottenderà un bacino idrografico di 471 km² estendendosi lungo la stretta valle del fiume per circa 20 km su una superficie di oltre 9 km² con un volume di acqua invasata previsto di circa 0.224 km³ e una profondità massima di 67 m (E.A.B.I.V.F., 1991). Il periodo di indagine si è articolato in due campagne di campionamento (1996-97; 1997-98) svolte ognuna durante la fase idrologica di morbida e di magra. Il campionamento ha riguardato tredici stazioni disposte lungo tutto il profilo longitudinale del fiume da quota 447 (st. 1) a 173 (st.13) m s.l.m., tenendo conto dell'immissione dei tributari e delle attività

antropiche segnalate nel bacino imbrifero (Di Giovanni *et al.*, 2003; Goretti *et al.*, 2003), (Fig.1).

Per ciascuna stazione sono stati rilevati i parametri ambientali, quali temperatura dell'acqua (°C), profondità (m) e larghezza (cm) dell'alveo, pH, O₂ (mg/l), sostanza organica (mg/l), durezza temporanea e permanente (F°) (Tab.1). L'indagine macrobentonica è stata effettuata seguendo i protocolli standard: campionamenti semi-quantitativi sono stati effettuati per ogni stazione con un retino immanicato. I macroinvertebrati raccolti sono stati identificati a livello di genere o famiglia e quantificata la presenza di ogni taxon.

6. CASO APPLICATIVO: IMPATTO DI UNO SBARRAMENTO ED APPORTO DI CARICO SUL FIUME CHIASCIO

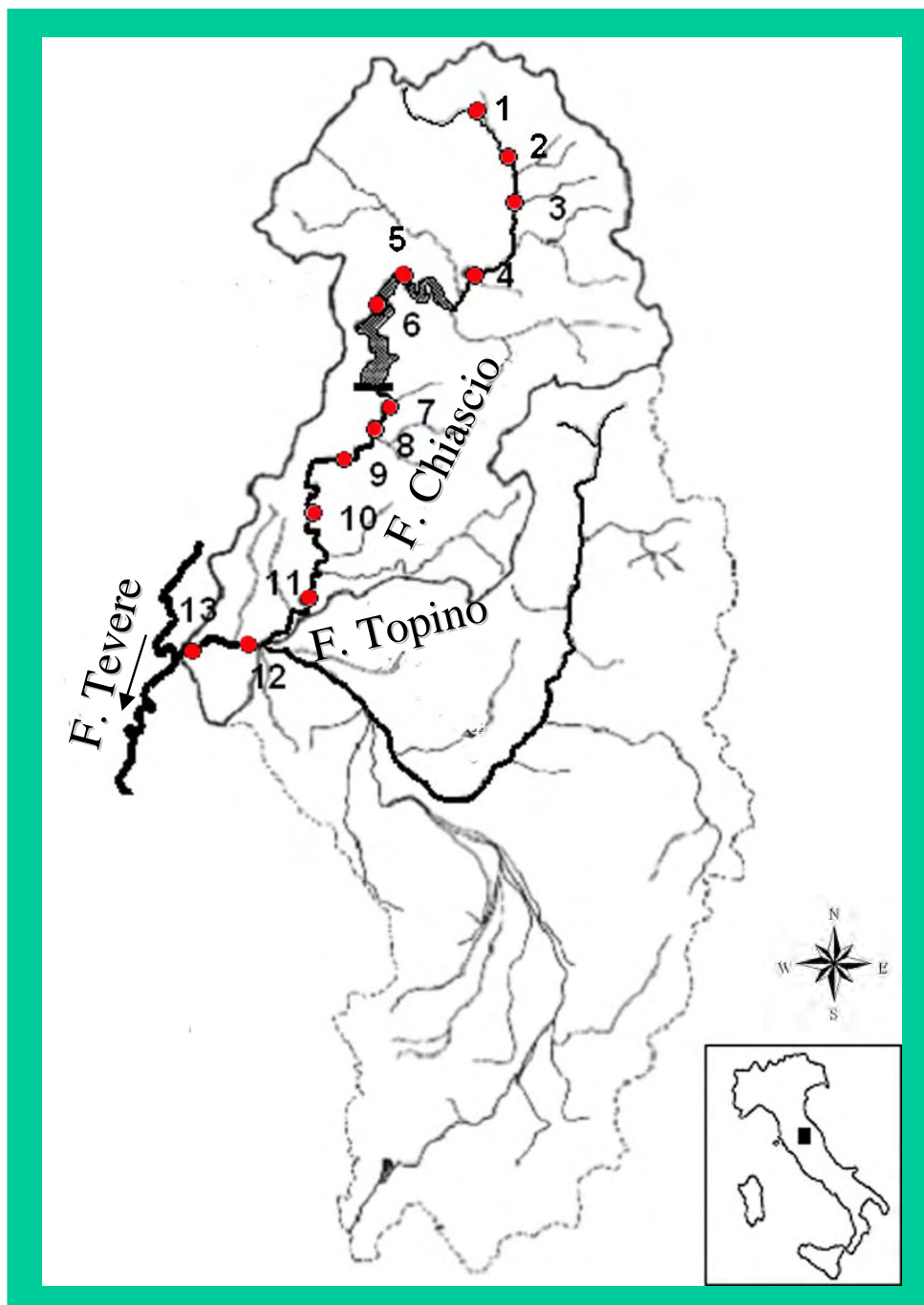


Fig. 1 - F. Chiascio: area di studio e stazioni (1-13) di campionamento

6.3 Risultati e Discussioni

Variabili ambientali

L'Analisi delle Componenti Principali (PCA) è stata effettuata sulle variabili fisico-chimiche che hanno caratterizzato ogni sito di campionamento (Fig.2).

I primi due assi fattoriali della PCA, operata sulla matrice ambientale, spiegano complessivamente il 75.28% della variabilità (F1: 43.89%; F2: 31.39%).

La classificazione dei siti in cluster, effettuata sulla base delle coordinate fattoriali degli assi della PCA, utilizzando come metrica la distanza euclidea (Ward, 1963), ha messo in risalto 2 raggruppamenti di stazioni (Fig.3), di cui uno è a sua volta suddiviso in ulteriori gruppi. Dall'analisi del dendrogramma si osserva che, al cluster 1 appartengono le stazioni 1, 2 e 3 site nel tratto a monte del Fiume Chiascio, in effetti la variabile ambientale che maggiormente le caratterizza risulta la quota. Al cluster 2 appartiene la stazione 4, influenzata dalle alte concentrazioni dell'ossigeno e al cluster 3 le stazioni 5, 6, 7, 8, 9, 10 e 11 la cui caratterizzazione fisico-chimica identifica il tratto medio del corso d'acqua.

Al cluster 4 appartengono le stazioni 12 e 13 posizionate sul tratto potamale del fiume Chiascio, a valle della confluenza con il Fiume Topino. Queste ultime stazioni sono principalmente caratterizzate dalle dimensione dell'alveo, durezza e sostanza organica delle acque. La stazione a valle della diga (stz.7),

6. CASO APPLICATIVO: IMPATTO DI UNO SBARRAMENTO ED APPORTO DI CARICO
SUL FIUME CHIASCIO

collocandosi in prossimità dell'origine dei due assi, non sembra essere influenzata da specifiche variabili ambientali.

Tab. 1 - F. Chiasco: Variabili ambientali

Stazioni	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Quota (m s.l.m.)	447	420	400	382	315	300	260	251	241	207	195	180	173
Profondità (cm)	22	43	20	15	30	40	30	30	40	15	25	60	70
Larghezza media (m)	3,70	4,50	6,00	8,50	7,50	10,00	6,00	14,00	14,00	21,50	15,00	20,00	25,00
pH	8,35	8,40	8,35	8,81	8,57	8,56	8,50	8,08	8,22	8,15	8,21	8,24	8,04
Temperatura (°C)	18,00	17,00	18,00	20,00	21,50	22,50	22,00	21,50	21,50	22,50	24,00	23,00	21,50
O2 (mg/l)	9,02	9,44	9,16	13,12	10,74	10,72	7,93	9,62	9,76	9,83	10,19	9,66	8,13
O2 (%)	99,76	101,42	100,81	148,92	125,35	126,53	93,02	110,75	112,34	114,96	122,47	113,29	93,12
Sost. Organica (mg/l)	1,58	1,11	1,58	3,09	1,74	1,58	1,90	2,29	2,84	2,77	2,06	3,79	6,63
Durezza temp. (°F)	16,00	16,00	16,00	11,00	15,00	14,00	14,00	14,00	15,00	15,00	15,00	18,00	20,00
Durezza perm. (°F)	12,00	12,00	7,00	6,00	7,00	6,00	6,00	6,00	8,00	8,00	6,00	9,00	10,00

6. CASO APPLICATIVO: IMPATTO DI UNO SBARRAMENTO ED APPORTO DI CARICO SUL FIUME CHIASCIO

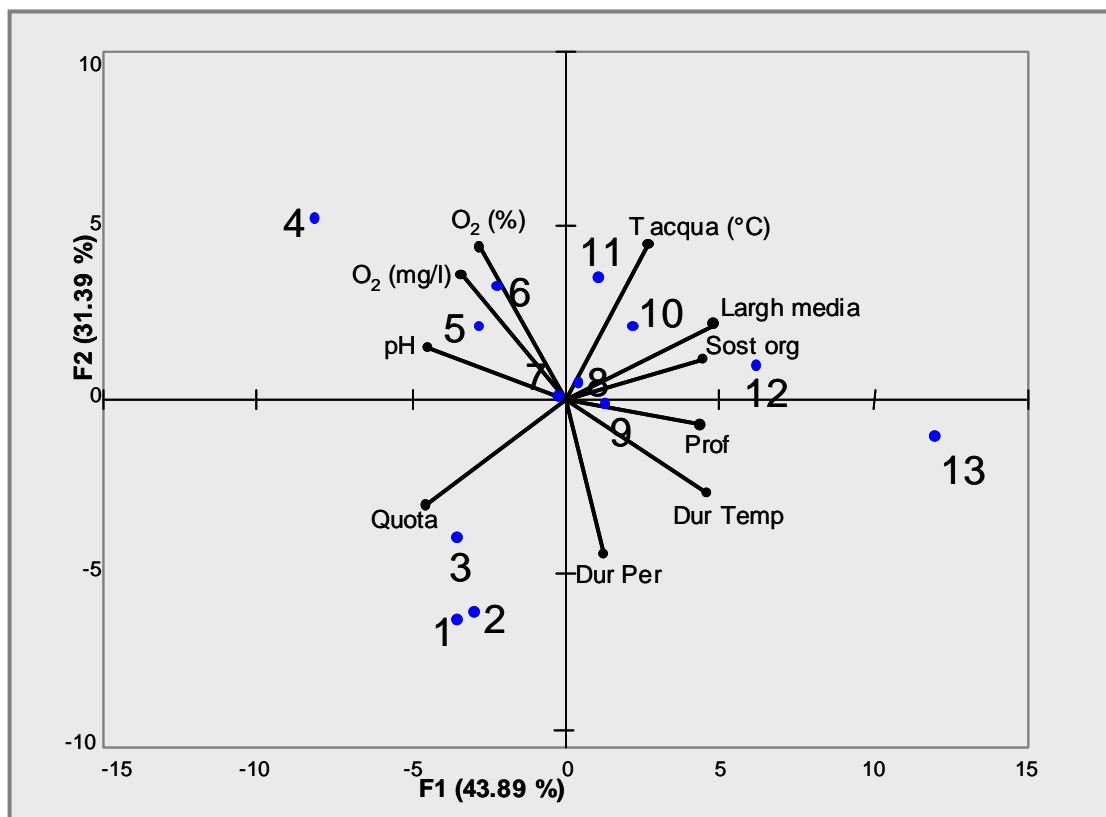


Fig. 2 - F. Chiascio: PCA (biplot stazioni-variabili ambientali), F1x F2

6. CASO APPLICATIVO: IMPATTO DI UNO SBARRAMENTO ED APPORTO DI CARICO SUL FIUME CHIASCIO

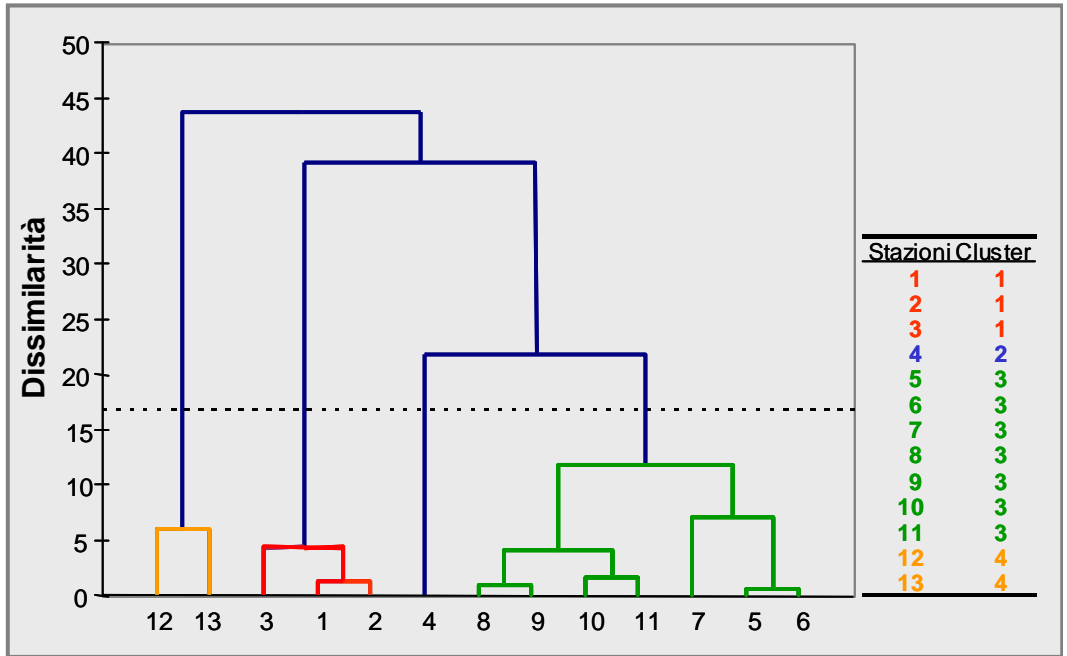


Fig. 3 - F. Chiascio: Analisi dei Cluster di stazioni

Distribuzione dei taxa e tratti biologici

Attraverso l'Analisi Corrispondenze (CA) è stata analizzata la matrice dei taxa (45744 individui appartenenti a 111 taxa nelle 13 stazioni di campionamento [in Appendice III]) .

I primi due assi spiegano rispettivamente il 24.77% e il 18.50% della varianza. Dalla distribuzione nel grafico dei siti di campionamento e dei taxa (rispettivamente Fig.4 e Fig.5), si osserva che le stazioni presentano, sul primo asse, un netto gradiente longitudinale con caratteristiche coerenti al *continuum* fluviale tranne nel caso della stazione 7. Quest'ultima presenta una comunità bentonica caratterizzata da taxa quali *Echinogammarus*, *Micronecta*, *Hydroptila*, *Laccobius*,

6. CASO APPLICATIVO: IMPATTO DI UNO SBARRAMENTO ED APPORTO DI CARICO SUL FIUME CHIASCIO

Hydraenidae, *Perla marginata* e mostra, anche a livello del secondo asse, una peculiare posizione rispetto alle altre.

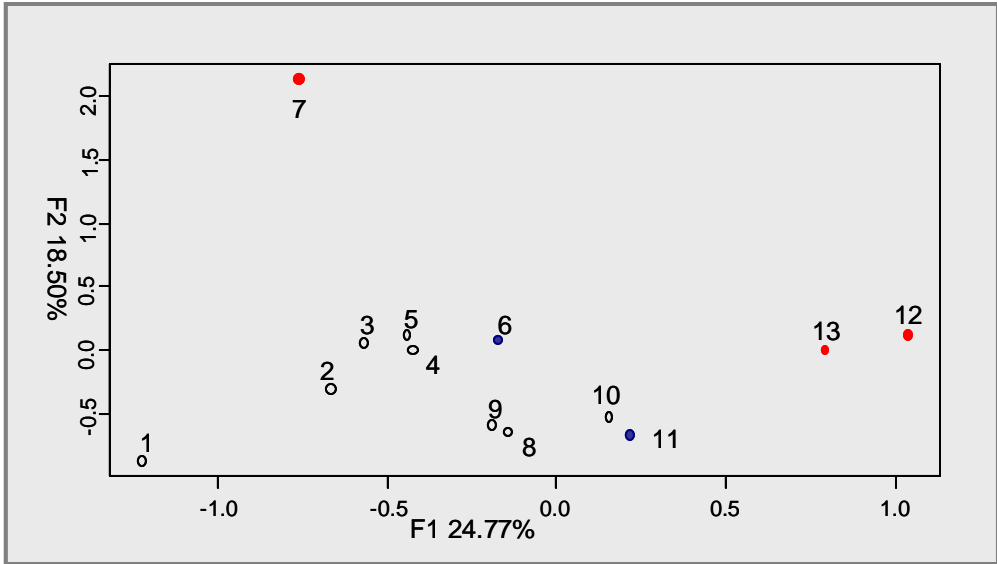


Fig. 4 - F. Chiascio: CA stazioni, F1xF2

Oltre il caso della stazione 7, il primo asse evidenzia che le stazioni collocate agli estremi del corso d'acqua, quali la stazione 1 e le stazioni 12 e 13, sono ben separate dai restanti siti di indagine. La fauna macrobentonica della stazione 1 è caratterizzata da taxa di ambienti tipici delle parti iniziali dei corsi d'acqua appennici, in particolare da *Leuctra*, *Brachyptera risi*, *Ecdnyonurus*, *Hydraena*, *Acetrella sinaica*, *Isoperla* e *Habroleptoides*. Le comunità bentoniche delle stazioni 12 e 13, situate a valle della confluenza con il Fiume Topino, sono costituite, per l'elevato carico organico, da taxa quali Chironomidae, Tubificidae, *Asellus aquaticus*, *Helobdella stagnalis*, *Hydropsyche modesta*, Anthomidae, *Physa acuta*).

Modelli spaziali dei tratti bio-ecologici

L'analisi di co-inerzia (Fig.6), basata sulla biocenosi delle stazioni e sui relativi tratti bio-ecologici dei taxa (in Appendice V e VI), permette di individuare le variazioni strutturali della comunità soggetta ad una compromissione ambientale.

Tale analisi sul Fiume Chiascio individua un piano fattoriale, relativamente ai primi due assi (F1xF2), che rispettivamente spiegano il 59.50% e il 20.14% della varianza. In dettaglio, il grafico (Fig.7) mostra i tratti bio-ecologici che risultano maggiormente discriminanti.

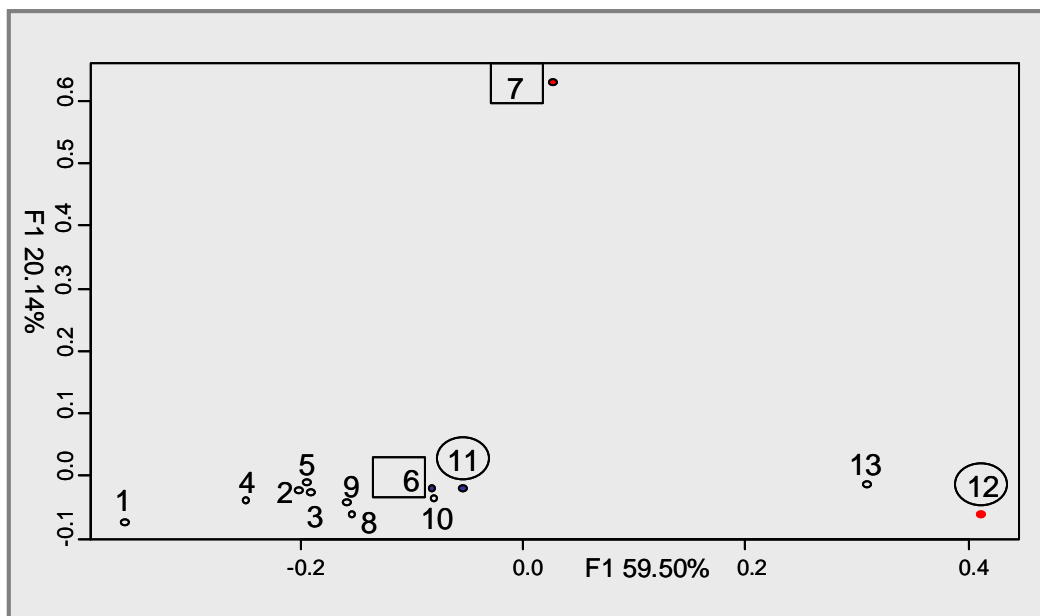


Fig. 6 - F. Chiascio: analisi co-inerzia stazioni, F1xF2

6. CASO APPLICATIVO: IMPATTO DI UNO SBARRAMENTO ED APPORTO DI CARICO SUL FIUME CHIASCIO

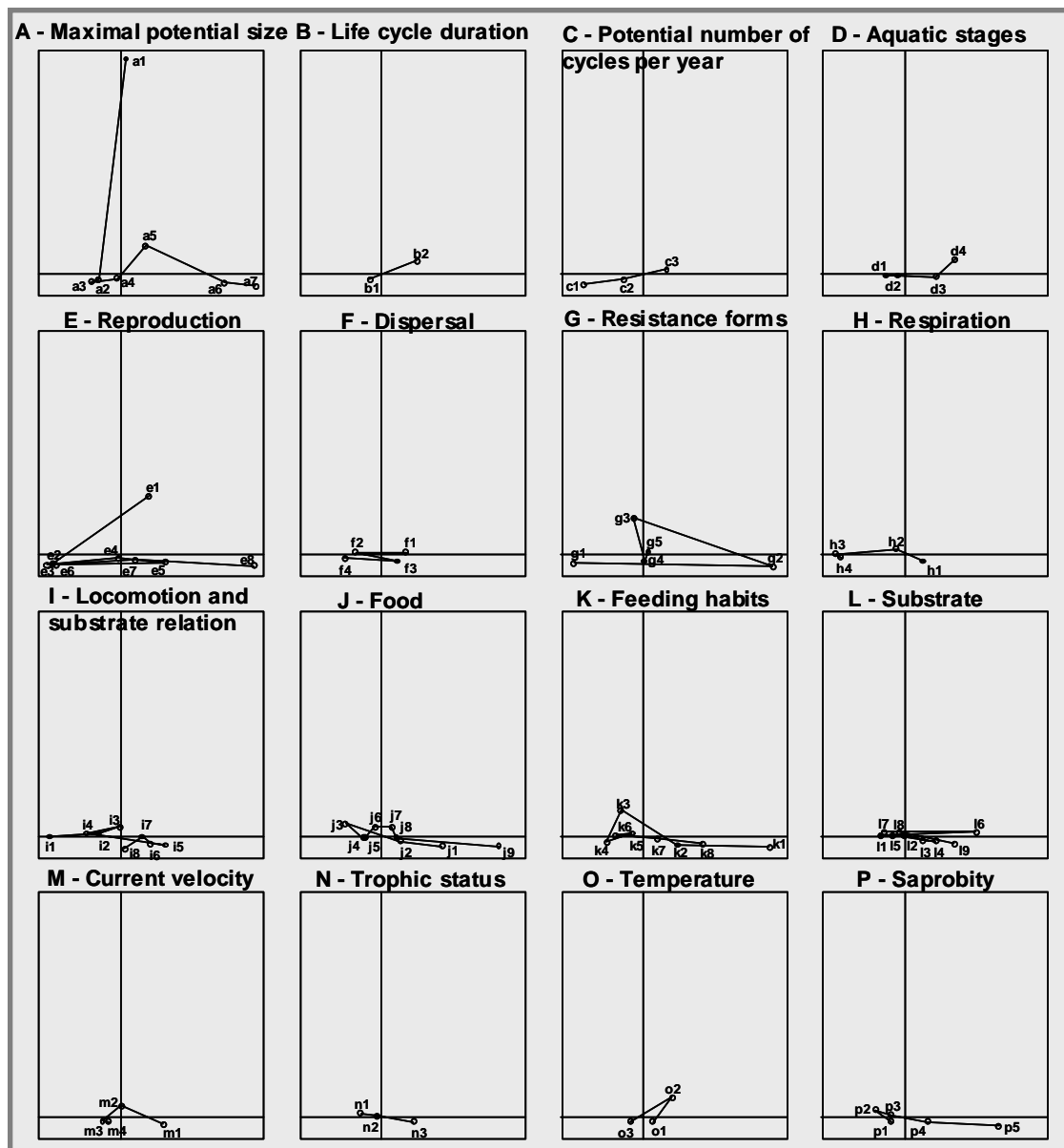


Fig. 7 - F. Chiascio: analisi di co-inerzia tratti bioecologici-modalità, F1x F2

In relazione all'asse F1 si evidenzia, a sinistra, la posizione della stazione 1 in prossimità delle sorgenti, a cui segue il gruppo

di stazioni 2, 3, 4, 5, 6, 8, 9, 10 e 11 le cui caratteristiche bio-ecologiche discriminanti sono:

- la taglia massima potenziale (taxa di taglia tra 0.5-1 cm [**a3**]),
- la durata del ciclo di vita (≤ 1 anno [**b1**]),
- il numero di cicli per anno (< 1 [**c1**]),
- gli stadi acquatici (uova [**d1**]),
- la riproduzione (uova isolate libere [**e2**] o cementate [**e3**]),
- la dispersione (acquatica e aerea attiva [**f2**, **f4**]),
- la forma di resistenza (uova, statoblasti [**g1**]),
- la respirazione (plastron [**h3**] e spiracoli [**h4**]),
- la locomozione e la relazione al substrato (volatori [**i1**]),
- il tipo di alimento (piante morte ≥ 1 mm [**j3**]),
- il modo di nutrimento (raschiatori [**k4**] e trituratori [**k3**]),
- il substrato (ciottoli [**l1**] e radici [**l7**]),
- la velocità della corrente (media 25-50 cm/s [**m3**] o veloce > 50 cm/s [**m4**]),
- lo stato trofico (oligotrofico [**n1**]),
- la saprobietà (oligosaprobico [**p2**]).

L'asse F1, evidenzia, a destra la posizione dei siti 12 e 13, ubicati a valle della confluenza del Fiume Topino, che sono caratterizzati dai seguenti tratti bio-ecologici:

- la taglia massima potenziale (tra 4 e > 8 cm [**a6**, **a7**]),
- la durata del ciclo vitale (> 1 anno [**b2**]),

6. CASO APPLICATIVO: IMPATTO DI UNO SBARRAMENTO ED APPORTO DI CARICO SUL FIUME CHIASCIO

- il numero di cicli per anno (>1 [c3]),
- gli stadi acquatici (adulti [d4]),
- la riproduzione (asessuale [e8]),
- la dispersione (acquatica e aerea passiva [f1, f3])
- la forma di resistenza (bozzoli [g2]),
- la respirazione (tegumento [h1]),
- la locomozione e la relazione al substrato (striscianti [i4] e interstiziali [i6]),
- il tipo di alimento (microrganismi e vertebrati [j1, j9]),
- il modo di nutrimento (assorbenti e parassiti [k1, k8]),
- il substrato (microfite [l6], limo [l9]),
- la velocità di corrente (nulla [m1]),
- lo stato trofico (eutrofico [n3]),
- la saprobietà (polisaprobico [p5]).

Una posizione particolare è occupata dalla stazione 7, che si colloca, rispetto all'asse F1, praticamente in prossimità dell'origine dell'asse.

Considerando l'asse F2, l'unica stazione che si distingue è la stazione 7, subito a valle della diga, che si posiziona in alto nel grafico mentre tutte le altre dodici stazioni si collocano nella sua parte bassa. I tratti che discriminano la stazione 7 sono:

- la taglia massima potenziale (< 0.25 cm [a1]),
- la riproduzione (ovoviviparietà [e1]),
- le forme di resistenza (rifugi contro la disseccazione [g3]),
- il modo di nutrimento (tritatori [k3]),

- la velocità di corrente (lenta [m²]),
- la temperatura (>15°C [o²]).

Discussioni

L'analisi CA del profilo bio-ecologico dei taxa ha evidenziato la capacità del metodo di discriminare le due tipologie di perturbazione. In effetti tale analisi ha separato le stazioni a valle della confluenza con il Fiume Topino (stz. 12 e 13), che sono caratterizzate da un degrado della qualità ambientale causato da un apporto di un notevole carico di sostanza organica. Tale inquinamento è evidenziato dalla dominanza dei Insetti-Chironomidi e Anellidi-Tubificidi che ammonta rispettivamente al 58% e 31% (Goretti *et al.*, 2006).

L'analisi dei profili bio-ecologici della comunità macrobentonica ha inoltre evidenziato l'interruzione del *continuum* fluviale ad opera dello sbarramento (stazione 7).

La gestione transitoria del lago-serbatoio prevede, a fine estate, il suo svuotamento e quindi gran parte del particolato organico, in precedenza depositato, viene immesso di nuovo nel fiume, a valle dello sbarramento. Tale regimazione determina un'alterazione della struttura della comunità bentonica immediatamente a valle della diga (stazione 7) con conseguente perdita di biodiversità orientando il biotopo verso *facies* di più basso ordine fluviale.

Pertanto, la riduzione della diversità riflette oltre all'inquinamento anche l'impatto sulla comunità bentonica causato da drastiche ed improvvise fluttuazioni della portata (Morgan *et al.*, 1991; Nelson & Liebermann, 2002).

7. CASO APPLICATIVO: RETICOLO IDROGRAFICO ALTO BACINO FIUME TEVERE AFFERENTE ALL'INVASO DI MONTEDOGLIO

7.1 Problematica

Negli ultimi decenni è aumentata la richiesta di acque dolci, soprattutto per fini idroelettrici ed agricoli (March *et al.*, 2003), ciò ha incentivato la costruzione di invasi artificiali che ha comportato la modifica dei deflussi naturali di numerosi corsi d'acqua.

La presenza di una diga, in un sistema fluviale, causa la regimazione della sua portata naturale e l'alterazione della temperatura dell'acqua, dell'ossigeno disciolto, della disponibilità trofica e di habitat (Zwick, 1992; Ward, 1998).

Tali fattori concorrono ad una degradazione degli ecosistemi fluviali determinando una riduzione della biodiversità e una trasformazione della composizione della comunità biologica del corso d'acqua (Petts, 1984; Ligon *et al.*, 1995; Ward & Stanford, 1995; Stanford *et al.*, 1996; Poff *et al.*, 1997; Born *et al.*, 1998). In effetti, la biodiversità delle acque dolci si è ridotta più rapidamente che negli altri ecosistemi (terrestri o marini) nel corso degli ultimi trenta anni (Jenkins, 2003).

L'uso dei macroinvertebrati nella valutazione della qualità dello stato ecologico, permette di esprimere un giudizio relativo alla funzionalità degli ecosistemi acquatici (Hellawell, 1986).

Attraverso l'analisi del profilo bioecologico della comunità a macroinvertebrati è stata esaminata la qualità ambientale del reticolo idrografico dell'alto bacino del Fiume Tevere afferente alla diga sul Tevere a Montedoglio, realizzata per usi irrigui.

In particolare si intende valutare, come la realizzazione dell'invaso, che provoca l'interruzione irreversibile del *continuum* fluviale, condizioni la struttura della biocenosi bentonica lungo il reticolo idrografico.

7.2 Area di studio

L'indagine ha riguardato il reticolo idrografico della parte alta del bacino tosco-emiliano del Fiume Tevere. L'area indagata è stata suddivisa in tre unità idrografiche, costituite dal Fiume Tevere e dai suoi due principali tributari (Torrenti Singerna e Tignana), (Fig.1).

La maggior parte dei corsi d'acqua del bacino scorrono in aree montane e collinari. Il corso del F. Tevere, fino all'invaso, (a circa 360 m s.l.m.) si sviluppa per 33.5 km con una pendenza media del 2.8%, valore che risente notevolmente del tratto romagnolo del fiume dove questa si aggira sul 9.6%. Il T. Singerna è lungo circa 20 km, con pendenza media del 3.9% mentre il T. Tignana è lungo circa 13.9 km, con pendenza media pari a 4.7%. Gli altri corsi d'acqua indagati presentano lunghezze variabili tra 2.3 e 8.2 km con pendenze in alcuni casi marcate come quella del F.sso Talozzi (21.3%).

I corsi d'acqua del bacino hanno una portata media di 180.5 l/s, ma la variabilità è notevole poiché il valore massimo di portata, corrispondente alla stazione 28 (F. Tevere), è di 2126.39 l/s e il valore minimo è di 1,43 l/s, corrispondente alla stazione 1 (T. Arpina) (Di Giovanni *et al.*, 1994), (Fig.1).

Il lago-serbatoio di Montedoglio, la cui diga è collocata alla stretta di Gorgabuia, si trova a circa 7 km a monte di San Sepolcro

(Arezzo) ed il bacino idrografico sotteso si estende per circa 273.5 km², ad una quota media di 735 m s.l.m (Goretti *et al.*, 1995).

Al fine di esaminare il reticolo idrografico interessato dall'invaso di Montedoglio, sono state considerate trentaquattro stazioni in diciannove corsi d'acqua.

I rilevamenti macrobentonici, condotti in due fasi idrologiche (morbida e magra, 1992), hanno permesso di esaminare i seguenti corsi d'acqua: 9 tributari del Fiume Tevere (F. sso Arpina, F.sso Teveriola, Rio di Cananeccia, T. Isola, Rio di Bulciano, T. Ancione, T. Colledestro, F.sso Otro, T. Sinigiola), 6 del Torrente Singerna (T. Tritesta, F.sso Carbonchia, F.sso Catanna, F.sso Camaione, F.sso Cerfone, F.sso Talozzi) e 1 del Torrente Tignana (F.sso Stianta).

Di seguito, nella tabella 1 vengono descritte le trentaquattro stazioni monitorate: trentadue sono poste a monte del lago-serbatoio e due a valle, fino ad una distanza di 8.5 km dalla diga. Le stazioni sono poste 8 sull'asta del F. Tevere, 4 sul T. Singerna e 4 sul T. Tignana rispettivamente sui suoi affluenti di destra e di sinistra; le rimanenti sono distribuite in 16 corsi d'acqua minori (Fig.1).

Per ciascuna stazione sono stati rilevati i seguenti parametri fisico-chimici, quali temperatura dell'acqua (°C), profondità (cm) e larghezza dell'alveo bagnato (m), pH, conducibilità (µS), O₂ (mg/l), O₂%, sostanza organica ossidata (mg/l) e ridotta (mg/l), nitriti (mg/l) e nitrati (mg/l), ammoniaca (mg/l), durezza totale (°F) e solfati (mg/l).

7. CASO APPLICATIVO: RETICOLO IDROGRAFICO ALTO BACINO FIUME TEVERE
AFFERENTE ALL'INVASO DI MONTEDOGLIO

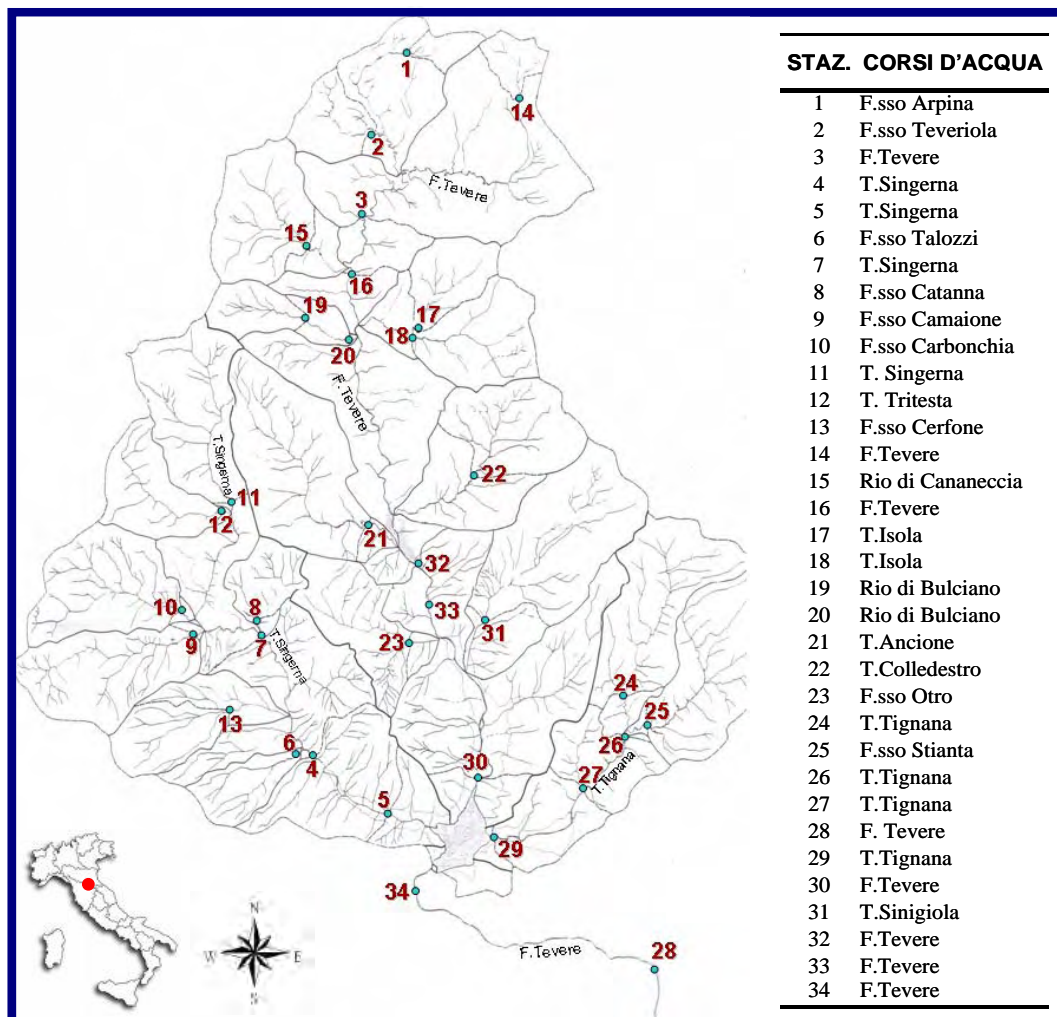


Fig.1 - Reticolo idrografico Alto Bacino Fiume Tevere afferente all'invaso di Montedoglio: area di studio e stazioni (1-34) di campionamento

7.3 Risultati e Discussioni

Variabili ambientali

L'Analisi delle Componenti Principali (PCA) è stata effettuata sulle matrici ambientali delle variabili fisico-chimiche esaminate in ogni sito di campionamento (Tab.1, Fig.2).

I primi due assi fattoriali della PCA, spiegano complessivamente il 40.22% della variabilità (F1: 22.03%; F2: 18.19%). Le coordinate dell'asse F2 mettono in risalto la distribuzione longitudinale delle stazioni lungo i tre corsi d'acqua principali (F. Tevere e Torrenti Singerna e Tignana) mentre a livello dell'asse F1 si evidenzia la posizione isolata, in alto a destra, della stazione del Fiume Tevere subito a valle dello sbarramento (St. 34).

Inoltre, nel piano fattoriale, tali corsi d'acqua mostrano anche un certo grado di caratterizzazione ambientale:

- F. Tevere, le stazioni si posizionano essenzialmente nel quadrante di destra in alto;
- T. Singerna, soprattutto nel quadrante di destra in basso;
- T. Tignana, soprattutto nel quadrante nel quadrante di sinistra in alto.

7. CASO APPLICATIVO: RETICOLO IDROGRAFICO ALTO BACINO FIUME TEVERE
AFFERENTE ALL'INVASO DI MONTEDOGLIO

Tab. 1 - Reticolo idrografico Alto Bacino Fiume Tevere: variabili ambientali delle stazioni di campionamento (1-34)

Staz.	Temp. (°C)	Prof. (cm)	Larg. alveo (m)	pH	Cond. (µS/cm)	O ₂ (mg/l)	O ₂ %	Sost. Oss. (mg/l)	Sost. Rid. (mg/l)	NNO ₃ (mg/l)	NNO ₂ (mg/l)	NNH ₄ (mg/l)	Durez. Tot. (°F)	SO ₄ (mg/l)
1	9,5	3,305	1,4	8,36	396	11,29	111,6	2,02	3,005	0,049	0,093	0,114	23	15,5
2	12,75	12,55	3,5	8,49	442,5	10,95	110,61	1,585	2,245	0,074	0,079	0,138	27	17,5
3	12,25	9,82	6,25	8,53	487,5	11,34	110,93	1,065	2,17	0,121	0,048	0,12	22,5	31,5
4	13,65	10,27	9,75	8,68	322	10,78	108,97	0,745	2,02	0,462	0,196	0,076	21	18,5
5	15,25	14,62	8	8,37	339,5	10,59	106	0,94	1,905	0,235	0,064	0,369	22,5	14
6	13,25	6,735	1,75	9	395	10,64	111,11	1,415	1,795	0,133	0,073	0,125	22,5	14,5
7	12,5	10,1	8,65	8,95	319	10,73	101,63	0,735	2,675	0,51	0,06	0,326	18,5	13,5
8	12,75	4,36	2,05	8,84	394,5	11,06	108,36	0,785	2,255	0,339	0,07	0,102	22	12
9	11,75	6,235	4,7	8,98	230	11,64	112,56	0,865	2,645	0,414	0,048	0,134	13	13
10	12	7,23	4,5	8,47	321	11,34	107,23	0,63	2,055	0,407	0,054	0,277	17	17,5
11	11,75	10,78	4,05	8,49	325	11,37	111,38	0,785	2,095	0,53	0,041	0,358	18,5	11,5
12	12	7,415	3,25	8,56	307,5	11,74	115,76	0,43	3,065	0,419	0,045	0,109	20	16
13	11,5	13,3	2,7	8,95	199,5	10,71	104,07	0,825	1,225	0,415	0,044	0,091	14,5	10,5
14	9,65	11,33	2	8,38	253,5	11,39	111,93	1,18	1,36	0,135	0,027	0,084	16	35
15	12,25	11,6	4	8,7	344	11,2	111,61	1,42	2,395	0,047	0,13	0,232	23	17
16	14,9	11,56	8	8,54	379	11,36	117,51	1,3	2,18	0,083	0,056	0,185	22	36,5
17	14,25	5,87	2,65	8,4	220,5	10,44	105,96	1,995	1,705	0,051	0,04	0,186	28	30
18	13,5	15,23	3,15	8,61	219	10,6	106,07	1,265	1,55	0,053	0,039	0,179	27	33
19	11,5	6,365	2,4	8,66	356,5	10,83	106,08	0,975	1,93	0,051	0,047	0,148	21	31
20	13,25	6,03	2,6	8,9	379	10,47	103,95	0,865	2,68	0,028	0,042	0,168	23	32
21	11,75	5,905	4,65	8,57	326,5	11,48	110,23	1,105	1,975	0,051	0,036	0,124	23	27,5
22	12	3,71	5,65	8,82	416,5	10,76	106,22	1,35	2,445	0,037	0,026	0,103	24	26,5
23	13,25	6,305	3,1	8,9	409	10,58	106,42	1,585	2,815	0,026	0,026	0,143	23	26
24	12,3	7,565	3,95	8,51	375,5	10,57	100,4	1,545	1,315	0,306	0,038	0,123	22	28
25	11	1,125	6,85	8,72	372	11,2	104,64	1,145	1,575	0,202	0,032	0,087	23	25
26	12	1,135	7,25	8,78	369	11,02	105,44	1,705	1,765	0,212	0,038	0,089	22	20
27	12,4	13,02	6	8,68	413,5	10,69	102,29	1,42	1,39	0,217	0,042	0,085	22,5	22
28	13,15	30,21	7,35	8,35	357	11,34	109,6	1,385	1,615	0,49	0,029	0,121	25,5	31,5
29	16	2,985	13,5	8,53	392	11,08	114,24	1,705	2,075	0,214	0,041	0,136	24,5	22
30	15,75	17,58	9,9	8,39	415,5	11,4	120,12	0,905	1,81	0,216	0,164	0,11	20,5	30
31	16,5	10,56	2,75	8,41	402	11,42	122,86	1,065	2,26	0,363	0,068	0,243	22	13,5
32	15,2	15,17	10,45	8,51	408	11,12	116,39	1,265	2,475	0,08	0,021	0,17	24,5	28,5
33	11	19,65	15	8,6	417	11,01	104,85	0,86	1,82	0,278	0,269	0,071	22	27
34	7	30	50	8,52	380	12,25	102,85	1,33	1,17	0,866	0,024	0,062	22	23

7. CASO APPLICATIVO: RETICOLO IDROGRAFICO ALTO BACINO FIUME TEVERE
AFFERENTE ALL'INVASO DI MONTEDOGLIO

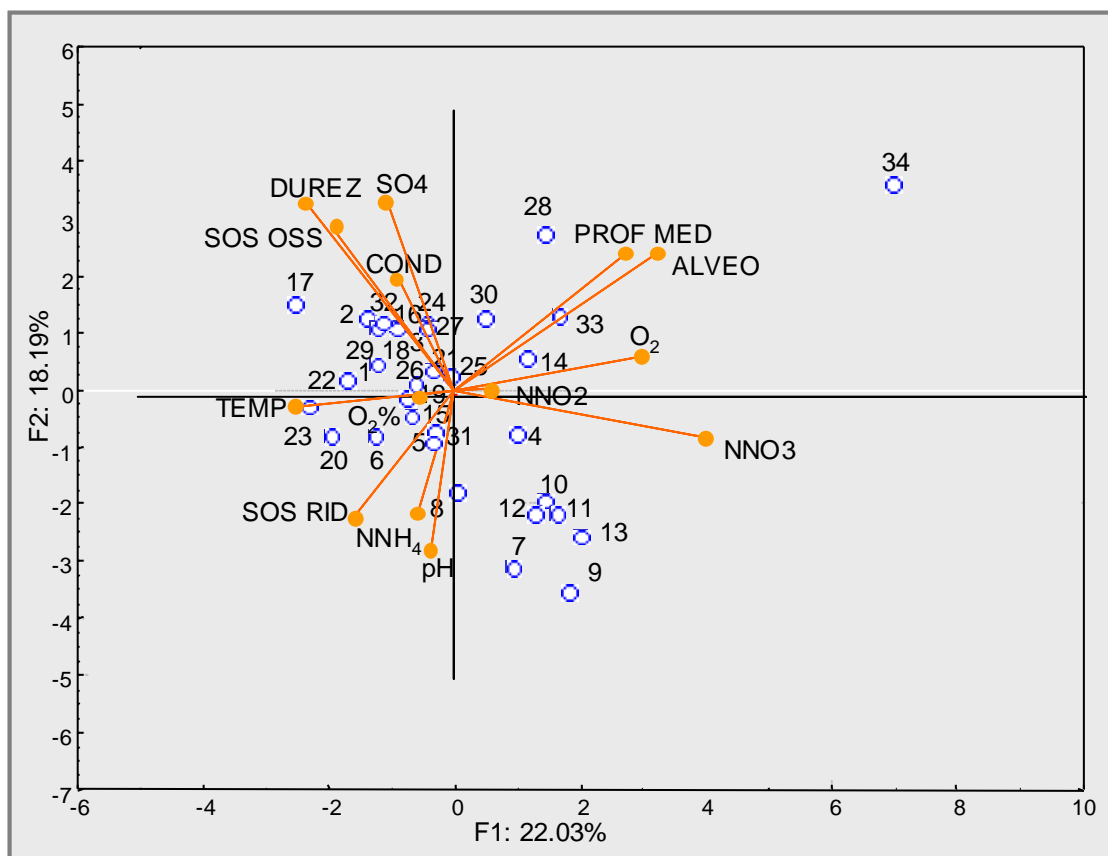


Fig.2 - Reticolo idrografico Alto Bacino Fiume Tevere: PCA (biplot stazioni-variabili ambientali), F1x F2

Distribuzione delle specie

Attraverso l'Analisi delle Corrispondenze (CA) è stata analizzata la matrice degli 86 taxa (23331 esemplari [in Appendice IV]) delle 34 stazioni di campionamento dell'alto bacino del Fiume Tevere. I primi due assi spiegano rispettivamente il 16.76% e il 14.35% della varianza (Fig.3 e Fig.4).

7. CASO APPLICATIVO: RETICOLO IDROGRAFICO ALTO BACINO FIUME TEVERE
AFFERENTE ALL'INVASO DI MONTEDOGLIO

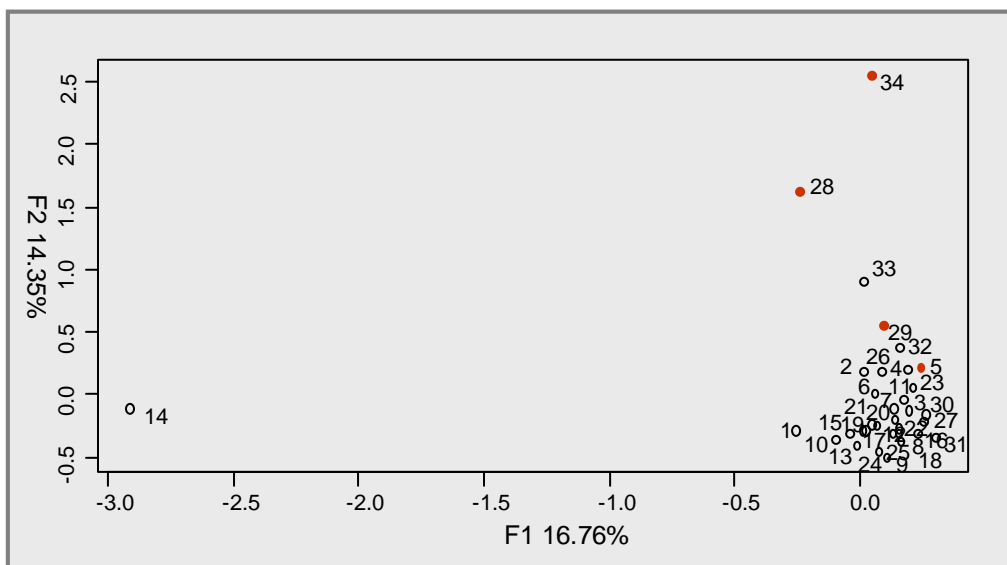


Fig. 3 - Reticolo idrografico Alto Bacino Fiume Tevere: CA stazioni, F1xF2

Dalla collocazione dei siti di campionamento (Fig.3), nello spazio cartesiano definito dai primi due assi fattoriali, si osserva, in basso a destra, la presenza di un grande cluster di stazioni limitato ad una piccola area. Tali stazioni evidenziano quindi una simile composizione tassonomica della loro biocenosi a macroinvertebrati.

Tendenzialmente si discosta da questo cluster, verso sinistra, la stazione 1 (Torrente Arpina, ambiente montano, 1090 m s.l.m.), mentre risulta nettamente separata la stazione 14, ubicata in prossimità della sorgente del Fiume Tevere e caratterizzata da taxa di ambienti sorgivi montani (1018 m s.l.m.), quali in particolare Glossomatidae (*Catagapetus nigrans*), Dixidae, Trocheta, Helophoridae.

7. CASO APPLICATIVO: RETICOLO IDROGRAFICO ALTO BACINO FIUME TEVERE
 AFFERENTE ALL'INVASO DI MONTEDOGLIO

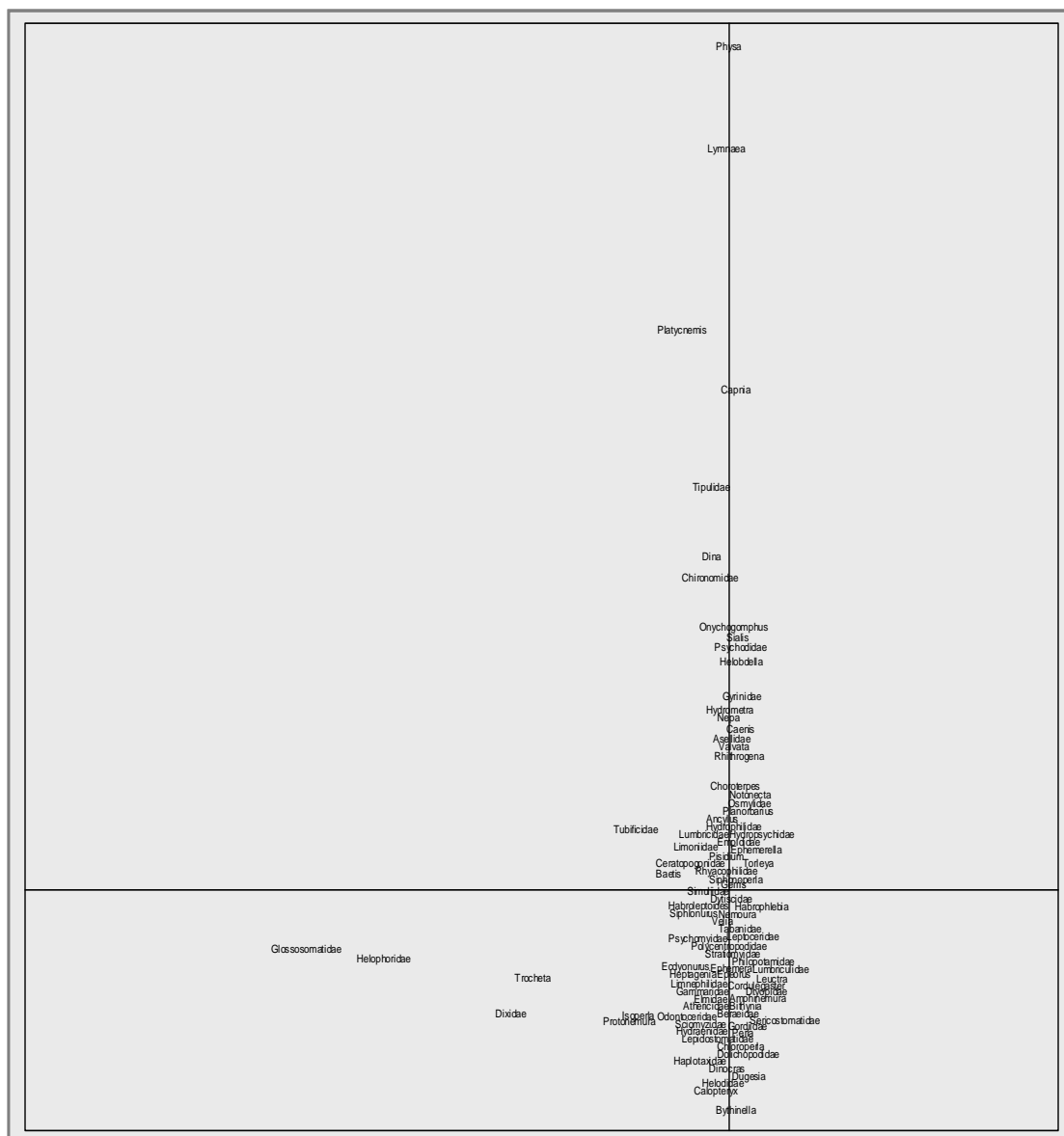


Fig.4 - Reticolo idrografico Alto Bacino Fiume Tevere: CA taxa, F1xF2

Nell'ambito di questa distribuzione spaziale, a livello del secondo asse, si osserva un'altrettanta netta separazione delle stazioni 34 e 28, in alto a destra. Tali stazioni, ubicate sul F. Tevere, a valle dell'invaso artificiale, risentendo dell'effetto diga,

presentano una comunità caratterizzata da taxa di acque debolmente correnti, quali per esempio *Physa*, *Lymnaea*, *Platycnemis*. Inoltre le stazioni dei tre principali corsi d'acqua sono pressoché distribuite, dal basso verso l'alto, secondo la loro collocazione lungo il profilo longitudinale.

Modelli spaziali dei tratti bio-ecologici

L'analisi di co-inerzia (Fig.5) è stata utilizzata per analizzare le variazioni strutturali della comunità macrobentonica ad invertebrati sia lungo il profilo longitudinale dei corsi d'acqua dell'alto bacino idrografico del Fiume Tevere che in relazione all'alterazione determinata dalla realizzazione di un invaso artificiale.

Tale analisi statistica si è basata sulla distribuzione dei taxa e dei relativi tratti bio-ecologici (in Appendice V e VI). Il piano fattoriale individuato dagli assi F1 e F2, che rispettivamente spiegano il 38.88% e il 14.30% della varianza, evidenzia in alto a destra la posizione dei siti a valle della diga del Fiume Tevere (st. 34 e 28), che si discostano in modo marcato da gran parte delle altre stazioni.

7. CASO APPLICATIVO: RETICOLO IDROGRAFICO ALTO BACINO FIUME TEVERE
AFFERENTE ALL'INVASO DI MONTEDOGLIO

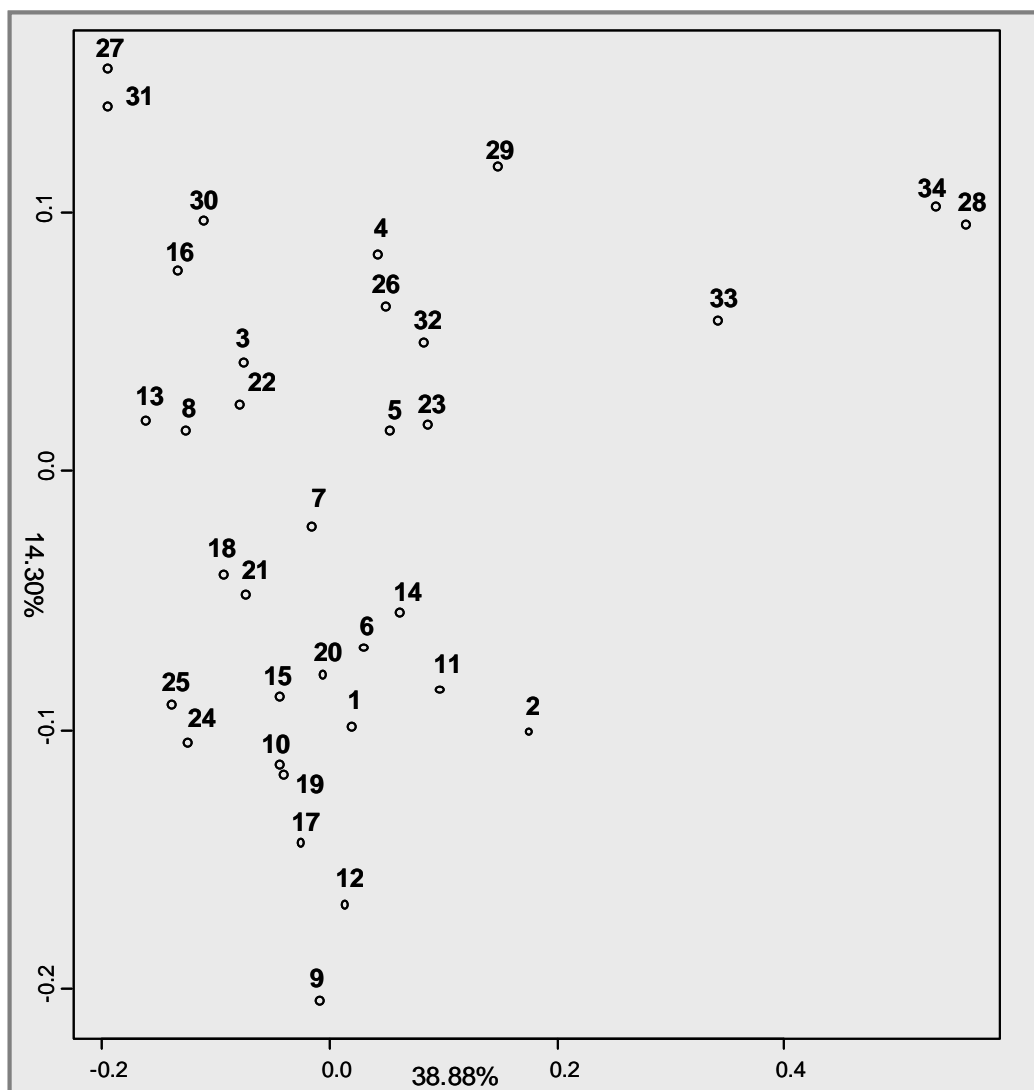


Fig.5 - Reticolo idrografico Alto Bacino Fiume Tevere: analisi co-inerzia stazioni, F1xF2

I tratti bio-ecologici, che maggiormente caratterizzano tali stazioni sono:

- il numero di cicli in un anno (>1 [c3]),
- la riproduzione (ovoviviparietà [e1] e masse vigere libere [e5]),

7. CASO APPLICATIVO: RETICOLO IDROGRAFICO ALTO BACINO FIUME TEVERE
AFFERENTE ALL'INVASO DI MONTEDOGLIO

- la dispersione (aerea passiva [**f3**]),
- la locomozione e la relazione al substrato (nuotano nello spessore d'acqua [**i3**], scavatori [**i5**], interstiziali [**i6**]),
- il modo di nutrimento (parassiti [**k8**]),
- la velocità di corrente (nulla [**m1**]),
- la temperatura (>15°C [**o2**]),
- la saprobietà (polisaprobici [**p5**]).

Le altre stazioni, relativamente ai tre principali corsi d'acqua sono distribuite in modo piuttosto lineare dal basso verso l'alto (Fig.5), secondo la loro distribuzione lungo il profilo longitudinale e pertanto seguono l'andamento dell'asse F2.

Nel grafico, in basso, si collocano le stazioni della parte alta del F. Tevere (st.14), del T. Singerna (st.11) e T. Tignana (st. 24), che sono caratterizzate dai seguenti tratti bio-ecologici:

- la taglia massima potenziale (<0,25cm [**a1**] e >8cm [**a7**]),
- la durata del ciclo di vita (>1 anno [**b2**]),
- gli stadi acquatici (adulti [**d4**]),
- la riproduzione (asessuale [**e8**] e masse ovigere terrestri (**e7**), masse ovigere cementate [**e4**]),
- le forme di resistenza (bozzoli [**g2**]),
- la respirazione (branchie [**h2**]),
- la locomozione e la relazione al substrato (attaccati in modo permanente [**i8**]),
- il tipo di alimento (microrganismi [**j1**] e vertebrati [**j9**]),
- il modo di nutrimento (assorbenti [**k1**] e aspiratori [**k6**]) (Fig.6).

Nel grafico in alto si collocano le stazioni della parte più a valle del F. Tevere (prima della diga: st.30), del T. Singerna (st.4 e st.5) e T. Tignana (st. 27 e st. 29), caratterizzate dai seguenti tratti bio-ecologici:

- la taglia massima potenziale (0.25-1 cm [**a2**, **a3**]),
- la riproduzione (uova isolate e cementate [**e3**], masse ovigere
- nella vegetazione [**e6**]),
- la respirazione (spiracoli [**h4**] e tegumento [**h1**]),
- la locomozione e la relazione al substrato (scavatori [**i5**] ed interstiziali [**i6**]),
- il tipo di alimento (animali morti $\geq 1\text{mm}$ [**j6**] e macrofite vive [**j5**]),
- il modo di nutrimento (mangiatori di deposito [**k2**]) (Fig.6).

7. CASO APPLICATIVO: RETICOLO IDROGRAFICO ALTO BACINO FIUME TEVERE
 AFFERENTE ALL'INVASO DI MONTEDOGLIO

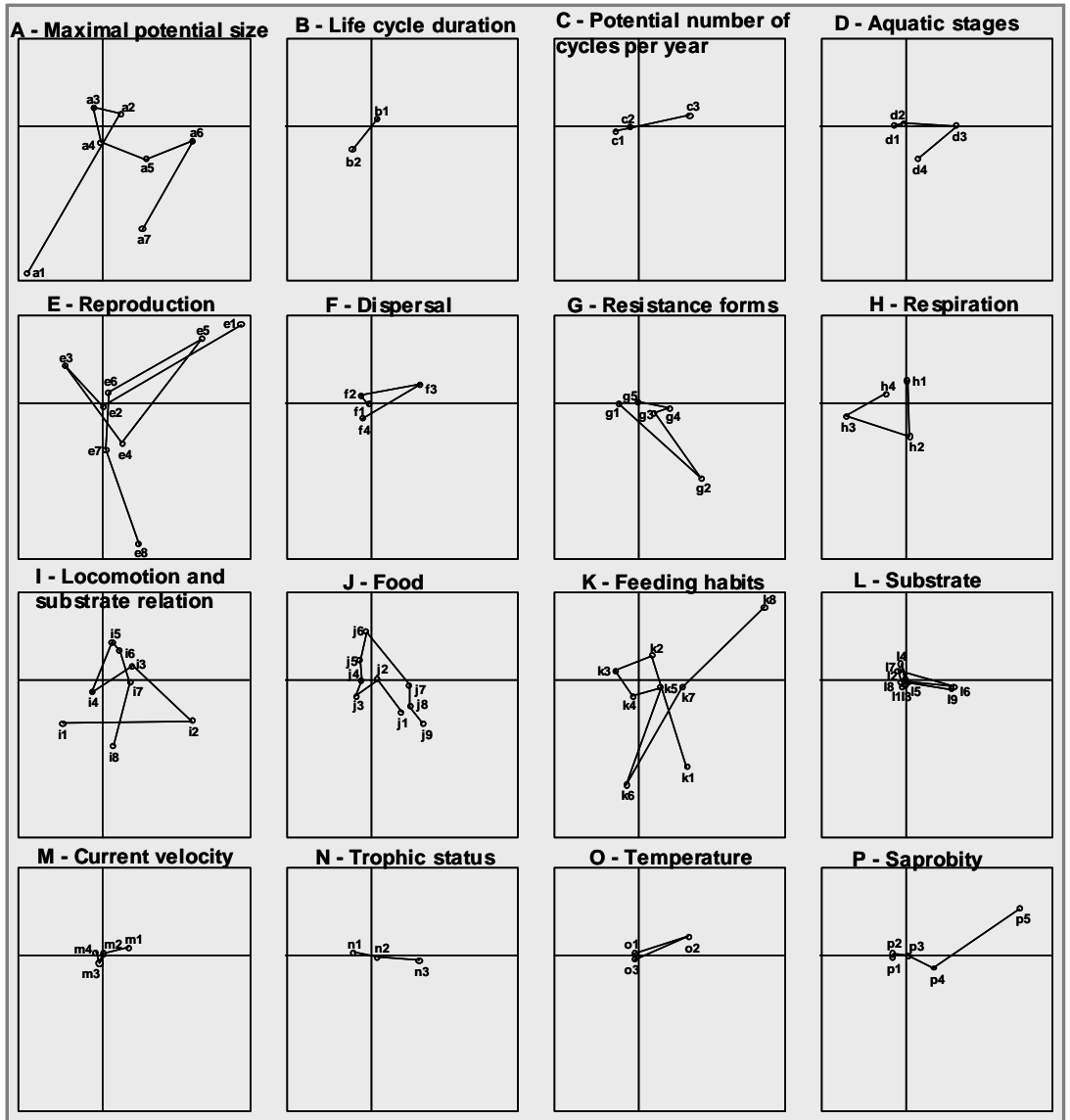


Fig.6 - Reticolo idrografico Alto Bacino Fiume Tevere: analisi di co-inerzia tratti bioecologici-modalità, F1x F2

Discussioni

L'analisi di co-inerzia ha permesso di evidenziare le variazioni strutturali della comunità macrobentonica lungo il profilo longitudinale dei tre principali corsi d'acqua (Fiume Tevere e Torrenti Singerna e Tignana).

Oltre alla suddetta tendenza, il metodo ha evidenziato, per le stazioni del Fiume Tevere a valle dell'invaso artificiale, le alterazioni determinate dall'effetto diga. In effetti la realizzazione dell'invaso artificiale a Montedoglio (Arezzo) modifica le condizioni naturali del sistema lotico del Fiume Tevere, determinando l'interruzione del *continuum* fluviale (Goretti *et al.*, 1995).

8. CONCLUSIONI

Studi scientifici e monitoraggi a scala di bacino degli ecosistemi fluviali hanno fornito una grande mole di dati sito-specifici (Bailey *et al.*, 2003), da cui si possono ricavare modelli spaziali delle comunità biologiche a livello locale e regionale (Hawkins *et al.*, 2000).

A causa delle differenze geografiche nelle caratteristiche biotiche ed abiotiche dei corsi d'acqua, la caratterizzazione del sistema lotico è diventata parte integrante nella realizzazione dello studio, del monitoraggio e della gestione degli ecosistemi acquatici a scala di bacino (Omernik, 1987; Tate & Heiny, 1995; Sandin & Johnson, 2000).

L'identificazione di siti fluviali con caratteristiche biologiche ed ambientali simili potrebbe contribuire nella selezione di siti di riferimento per la gestione di un potenziale impatto o per fornire risultati da estrapolare a livello regionale (Rohm *et al.*, 1987).

Durante l'ultimo decennio, sono stati effettuati vari tentativi per produrre classificazioni basate sulle caratteristiche delle comunità acquatiche (Céréghino *et al.*, 2003). Gli invertebrati di acque correnti sono spesso studiati in questo contesto, per capire i modelli di variazione geografica negli assemblaggi della struttura bentonica che risultano di cruciale importanza per sviluppare una completa valutazione delle condizioni dell'ecosistema.

In ecologia fluviale, nell'ambito del biomonitoraggio, è implicito assumere che la struttura della comunità a macroinvertebrati sia una sintesi delle proprietà funzionali dell'ecosistema.

8. CONCLUSIONI

Inoltre, le perturbazioni naturali e antropiche, a causa del loro impatto sull'habitat, sono alla base della variazione dell'organizzazione funzionale e strutturale delle biocenosi delle acque dolci (Townsend & Hildrew, 1994).

Il metodo "Biological and Ecological Traits", mette in evidenza i cambiamenti funzionali delle comunità in relazione all'alterazione della struttura delle biocenosi e dell'habitat.

I taxa che presentano i tratti biologici e le strategie ecologiche più appropriati ad ogni tipo di habitat del mosaico bentonico sono selezionati dall'ambiente (Southwood, 1988; Townsend & Hildrew, 1994). I profili biologici e/o ecologici dei macroinvertebrati bentonici possono, dunque, essere utilizzati come rivelatori potenziali della risposta faunistica di una comunità ad una perturbazione.

Infatti, secondo il "River Habitat Templet", le comunità presenti in uno stesso sistema fluviale, essendosi evolute in quadro ambientale comune, con le medesime pressioni antropiche, dovrebbero presentare combinazioni di tratti biologici ed ecologici simili.

Le osservazioni effettuate in questo lavoro di tesi hanno permesso di analizzare la specificità delle risposte bio-ecologiche delle comunità macrobentoniche sottoposte a differenti tipi di alterazione ambientale.

Tale studio ha contribuito ad individuare le combinazioni delle variabili biologiche ed ecologiche delle comunità che discriminano le varie tipologie di perturbazione esaminate, quali il carico organico, la regimazione dei deflussi, l'interruzione del *continuum* fluviale dovuta alla realizzazione di invasi artificiali.

8. CONCLUSIONI

I tratti bio-ecologici che maggiormente spiegano la perturbazione dovuta all'eccessivo input di carico organico nei corsi d'acqua della Valnerina (troticoltura), del Fiume Chiascio (immissione del F. Topino) e del Fiume Menotre (scarichi di insediamenti turistici) determinano il profilo biologico dei taxa macrobentonici. Esso è caratterizzato da grande taglia del corpo, polivoltinismo, riproduzione asessuale, bozzoli come forme di resistenza, respirazione tegumentale, forme interstiziali, assorbenti, parassiti e mangiatori di deposito, si alimentano di microrganismi, detrito fine e vertebrati, vivono in ambienti polisaprobici.

Si ritiene che tali taxa siano selezionati da habitat instabili o fluttuanti in modo imprevedibile e probabilmente si assicurano il proprio spazio usando più energia nella riproduzione. Questi tratti suggeriscono che l'occupazione dell'habitat e la ripartizione delle risorse alimentari sono favorite da grandi taglie, dal polivoltinismo e da una elevata diversità di abitudini alimentari.

Viceversa, i siti non impattati ospitano soprattutto invertebrati con una taglia del corpo medio-piccola, monosemivoltini, mostrano una riproduzione sessuale, si cibano di altri invertebrati o materiale vegetale e vivono in ambienti con velocità di corrente medio-alta (> 25 cm/s) e oligosaprobici.

Si ritiene che queste popolazioni siano selezionate da caratteristiche di habitat più stabili e strutturate che permettono una competizione interspecifica e/o una ripartizione delle risorse attraverso una separazione spaziale (nicchia) delle specie (Begon *et al.*, 1996).

8. CONCLUSIONI

L'entità dei cambiamenti della fauna osservati, dipendono dalla capacità autodepurativa del corpo idrico recettore e dall'entità del carico organico.

Nel caso della perturbazione ambientale determinata dalla regimazione della portata del Fiume Menotre, si è evidenziato che le comunità macrobentoniche sottoposte a derivazione idrica risentono della riduzione di habitat e vengono selezionati organismi in grado di adattarsi durante i periodi di siccità (diapausa). Di fronte a tali variazioni del regime idraulico, gli organismi presentano soprattutto una respirazione aerea e sono attaccati in modo temporaneo o permanente al substrato.

Tali caratteristiche sono il risultato di un adattamento in risposta alle perturbazioni fisiche dell'habitat .

La derivazione idraulica per usi idroelettrici e la conseguente diminuzione della velocità di corrente, determina una maggiore sedimentazione del particolato organico in sospensione causando l'aumento della componente di organismi filtratori (Statzner *et al.*, 2001a).

Inoltre, dal nostro studio è emerso che la riduzione di portata amplifica la condizione di degrado ambientale causando ulteriori ripercussioni negative sulle biocenosi acquatiche e sull'intero ecosistema fluviale, come riscontrato a livello della stazione 8.

Infine, l'interruzione del *continuum* fluviale causata dalla realizzazione di un invaso artificiale, come nel caso della diga sul Fiume Chiascio e sul Fiume Tevere, sottopone le comunità macrobentoniche ad una perturbazione che si manifesta con una prevalenza di determinati tratti bio-ecologici.

8. CONCLUSIONI

Tale profilo bio-ecologico è caratterizzato da taxa a piccola taglia (0.25-0.5 cm), polivoltini, ovovivipari, tipici di ambienti a bassa velocità di corrente con temperature maggiore di 15°C.

La prevalenza di taxa ovovivipari, come strategia riproduttiva, è tipica di ambienti stressati, conferendo resilienza alla popolazione poiché determina un maggior grado di protezione delle progenie rispetto all'oviparità, strategia più comunemente adottata nel regno animale (Dolédéc *et al.*, 1999; Usseglio-Polatera & Beisel, 2002). Un'ulteriore strategia che permette di assicurare la sopravvivenza in un ambiente perturbato ed instabile, è il polivoltinismo.

Peculiari caratteristiche biologiche si evidenziano a livello della diga sul Fiume Chiascio, legate strettamente alla sua gestione idrologica. Attualmente tale diga viene svuotata periodicamente a fine estate e gran parte del particolato organico, in precedenza depositato, viene immesso di nuovo nel fiume, a valle dello sbarramento (Goretti *et al.*, 2003). Tale regimazione determina un'alterazione della struttura trofica della comunità bentonica immediatamente a valle della diga (stazione 7) che presenta una componente importante di organismi trituratori che orientano il biotopo verso *facies* di più basso ordine fluviale. Inoltre tale comunità per ridurre l'impatto delle fluttuazioni ambientali, determinate dalla regimazione idrica, presenta forme di resistenza contro la disseccazione.

Durante gli ultimi decenni, molti studi hanno esaminato le relazioni tra le caratteristiche bio-ecologiche dei taxa e le condizioni ambientali (Statzner *et al.*, 1997, Townsend *et al.*, 1997). Questi studi indirettamente supportati dal concetto del

8. CONCLUSIONI

River Habitat Templet degli ecosistemi fluviali, relazionano gli andamenti dei tratti dei taxa con la variabilità degli habitat (Townsend & Hildrew, 1994) come modello teorico per valutare e predire l'organizzazione funzionale delle comunità fluviali (Schlosser, 1987; Poff, 1997).

Dal nostro studio, è emerso che i tratti bio-ecologici dei taxa hanno efficientemente mostrato i cambiamenti funzionali delle comunità soggette alle perturbazioni poiché taxa con determinate caratteristiche bio-ecologiche sono eliminati e/o rimpiazzati da altri in ambienti che subiscono delle alterazioni.

Tali risultati supportano l'idea che la metodica "Biological and Ecological Traits" sia un appropriato strumento per funzionare in ecologia applicata nell'ambito del biomonitoraggio, specialmente quando i sistemi ecologici impattati sono comparati con siti di riferimento. Inoltre, si può pensare di sperimentare tale metodo per identificare la natura e l'intensità della perturbazione del sito impattato.

La nostra abilità nell'interpretare i modelli della variazione delle comunità nel contesto del biomonitoraggio, dipende anche dalla scala spaziale di osservazione (Boyero, 2003). A scala di bacino, indagini integrate traggono beneficio nel considerare le comunità a macroinvertebrati attraverso le caratteristiche biologiche ed ecologiche, piuttosto che solo in termini di assemblaggio di specie in *sensu stricto* (Oberdorff *et al.*, 2002; Statzner *et al.*, 2004) e si possono inoltre considerare implicitamente i modelli storici.

8. CONCLUSIONI

Concludendo, da un punto di vista applicativo, si ritiene che il lavoro di tesi possa contribuire all'ottimizzazione dei metodi diagnostici della qualità degli ecosistemi acquatici mediante una procedura destinata ad un'identificazione più precisa delle cause dell'alterazione ambientale ed una valutazione più esaustiva delle sue conseguenze biocenotiche.

Questo approccio ha il vantaggio di rispondere alle esigenze della direttiva quadro europea (2000/60CE) superando i limiti tassonomici della comunità e permettendo una valutazione della biodiversità attraverso la misura della diversità funzionale anche in zone biogeografiche differenti.

BIBLIOGRAFIA

A.F.N.O.R., 1992. *Essai des eaux. Détermination de l'Indice Biologique Global Normalise (IBGN)*. Association Française de Normalisation - norme homologuée, T 90-350.

APAT & IRSA-CNR, 2003. *Metodi analitici per le acque. Volume Terzo. 9010. Indice biotico esteso (I.B.E.)*. APAT, Manuali e Linee Guida 29/2003, Roma: 1115-1136.

Archaimbault V., 2003. *Réponses bio-écologiques des macroinvertébrés benthiques aux perturbations: la base d'un outil diagnostique fonctionnel des écosystèmes d'eau courante*. PhD thesis, University of Metz, Metz. 332 pp.

Archaimbault V., Usseglio-Polatera P., Bossche J.P.V., 2005. Functional differences among benthic macroinvertebrate communities in reference streams of same order in a given biogeographic area. *Hydrobiologia*, 551: 171-182.

Armitage P.D., Moss D., Wright J.F., Furse M.T., 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macro-invertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research*, 17: 333-347.

BIBLIOGRAFIA

Bady P., Dolédec S., Fesl C., Gayraud S., Bacchi M., Schöll F., 2005. Use of invertebrate traits for the biomonitoring of European large rivers: the effects of sampling effort on genus richness and functional diversity. *Freshwater Biology*, 50: 159-173.

Bailey R.C., Norris R.H., Reynoldson T.B., 2003. *Bioassessment of freshwater ecosystems using the reference condition approach*. Kluwer Academic Publishers, New York, USA.

Barbour M.T., Gerritsen J., Snyder B.D., Stribling J.B., 1999. *Rapid Bioassessment protocols for in streams and wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish*. Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of water: Washington, D.C.

Bêche L.A., Mcelravy E.P., Resh V.H., 2006. Long-term seasonal variation in the biological traits of benthic-macroinvertebrates in two Mediterranean climate streams in California, U.S.A. *Freshwater Biology*, 51: 56-75.

Begon M., Harper J.L., Townsend C.R., 1996. *Ecology: Individuals, Populations and Communities*. 3rd ed. Blackwell Science, Oxford, UK.

Beisel J.N., Usseglio-Polatera P., Thomas S., Moreteau J. C., 1998. Stream community structure in relation to spatial variation: the influence of mesohabitat characteristics. *Hydrobiologia*, 389: 73-88.

BIBLIOGRAFIA

Bergheim A. & Selmer-Olsen A.R., 1978. River pollution from a large trout farm in Norway. *Aquaculture*, 14: 267-270.

Boaventura R., Pedro A.M., Coimbra J., Lencastre E., 1996. Trout farm effluents: characterization and impact on the receiving streams. *Environmental Pollution*, 95(3): 379-387.

Bonada N., Doleédec S., Stutzner B., 2007. Taxonomic and biological trait differences of stream macroinvertebrate communities between mediterranean and temperate regions: implications for future climatic scenarios. *Global Change Biology*, 13: 1658-1671.

Born S.M., Genskow K.D., Filbert T.L., Hernandez-Mora N., Keefer M.L., White K.A., 1998. Socioeconomic and institutional dimensions of dam removals: the Wisconsin experience. *Environmental Management*, 22: 359-370.

Bossche J.P.V. & Usseglio-Polatera P., 2005. Characterization, ecological status and type-specific reference conditions of surface water bodies in Wallonia (Belgium) using biocenotic metrics based on benthic invertebrate communities. *Hydrobiologia*, 551: 253-271.

Boulton A.J., Lake P.S., 1992. The ecology of two intermittent streams in Victoria, Australia. II. Comparisons of faunal composition between habitats, rivers and years. *Freshwater Biology*, 27: 99-121.

BIBLIOGRAFIA

Bournaud M. & Amoros C., 1984. Des indicateurs biologiques aux descripteurs du fonctionnement : quelques exemples dans un système fluvial. *Bulletin d' Ecologie*, 15: 57-66.

Bournaud M., Richoux P., Usseglio-Polatera P., 1992. An approach to the synthesis of qualitative ecological information from aquatic Coleoptera communities. *Regulated Rivers: Research & Management*, 7: 165-180.

Bovee K.D., 1998. *Stream Habitat Analysis Using Instream Flow Incremental Methodology*. U.S. Geological Resources Division Midcontinent Ecological Science Center, 91 pp.

Boyd C.E., 2003. Guidelines for aquaculture effluents management at the farm-level. *Aquaculture*, 226: 101-112.

Boyd C.E., McNevin A.A., Clay J., Johnson H.M., 2005. Certification issues for some common aquaculture species. *Reviews in Fisheries Science*, 13 (4): 231-279.

Boyero L., 2003. Multiscale patterns of spatial variation of stream macroinvertebrate communities. *Ecological Research*, 18: 365-379.

Brittain J.E. & Saltveit S.J., 1989. A review of the effect of river regulation on Mayflies (Ephemeroptera). *Regulated Rivers Research & Management*, 3: 191-204.

BIBLIOGRAFIA

Brooks A.J., Haeusler T., Reinfelds I. Williams S., 2005. Hydraulic microhabitats and the distribution of macroinvertebrate assemblages in riffles. *Freshwater Biology*, 50: 331-344.

Brown A.V. & Brussock P.P., 1991. Comparisons of benthic invertebrates between riffles and pools. *Hydrobiologia*, 220: 99-108.

Buffagni A., Kemp J.L., Erba S., Belfiore C., Hering D., Moog O., 2001. A Europe-wide system for assessing the quality of rivers using macroinvertebrates: the AQEM Project*) and its importance for southern Europe (with special emphasis on Italy). *Journal of Limnology*, 60(1): 39-48.

Burgman M.A., Ferson S., Akakaya M., 1993. *Risk assessment in conservation biology*. Chapman & Hall, London, 314 pp.

Callisto M., Moreno P., Barbosa F.A.R., 2001. Habitat diversity and benthic functional trophic groups at Serra do Cipò, Southeast Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, 61: 259-266.

Carr O.J. & Goulder R., 1990. Fish-farm effluents in rivers. II. Effects on inorganic nutrients, algae and the macrophyte *Ranunculus penicillatus*. *Water Research*, 24: 639-647.

Castella E. & Speight M.C.D., 1996. Knowledge representation using fuzzy coded variables: an example based on the use of Syrphidae (Insecta, Diptera) in the assessment of riverine wetlands. *Ecological Modelling*, 85: 13-25.

Céréghino R., Giraudel J.L., Compin A., 2001. Spatial analysis of stream invertebrates distribution in the Adour-Garonne drainage basin (France), using Kohonen self organizing maps. *Ecological Modelling*, 146: 167-180.

Céréghino R., Park Y.S., Compin A., Lek S., 2003. Predicting the species richness of aquatic insects in streams using a limited number of environmental variables. *Journal of the North American Benthological Society*, 22: 442-456.

Charvet S., Kosmala A., Statzner B., 1998a. Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: perspectives for a general tool in stream management. *Archiv für Hydrobiologie*, 142: 415-432.

Charvet S., Roger M.C., Faessel B., Lafont M., 1998b. Evaluation de l'état de sante écologique des hydrosystemes par l'utilisation des traits biologiques. *Annales de Limnologie*, 34: 455-164.

BIBLIOGRAFIA

Charvet S., Statzner B., Usseglio-Polatera P., Dumont B., 2000. Traits of benthic macroinvertebrates in semi-natural French streams: an initial application to biomonitoring in Europe. *Freshwater Biology*, 43: 277-296.

Chessel D., Dufour A.B., Thioulouse J., 2004. The ade4 package-I- One-table methods. *R News*, 4: 5-10.

Chevenet F., Dolédec S., Chessel D., 1994. A fuzzy coding approach for the analysis of long-term ecological data. *Freshwater Biology*, 31: 295-309.

Claret C., Marmonier P., Dole-Olivier M.J., Creuzé des Châtelliers M., Boulton A.J., Castella E., 1999. A functional classification of interstitial invertebrates: supplementing measures of biodiversity using species traits and habitats affinities. *Archiv für Hydrobiologie*, 145: 385-403.

Compin A. & Céréghino R., 2007. Spatial patterns of macroinvertebrate functional feeding groups in streams in relation to physical variables and land-cover in Southwestern France. *Landscape Ecology*, 22: 1215-1225.

Cook S.E.K., 1976. Quest for an index of community structure sensitive to water pollution. *Environmental Pollution*, 11: 269-288.

BIBLIOGRAFIA

Cortes R.M.V., Ferreira M.T., Oliveira S.V., Godinho F., 1998. Contrasting impact of small dams on the macroinvertebrates of two Iberian mountain rivers. *Hydrobiologia*, 389: 51-61.

Costa S.S. & Melo A.S., 2008. Beta diversity in stream macroinvertebrate assemblages: among-site and among-microhabitat components. *Hydrobiologia*, 598: 131-138.

Cummins K.W., Minshall G.W., Sedell J.R., Cushing C.E., Petersen R.C., 1984. Stream ecosystem theory. *Verhandlungen Internationale Vereinigung Limnologie*, 22: 1818-1827.

Cummins K.W., Wilzbach M.A., 1985. *Field procedures for analysis of functional feeding groups of stream invertebrates*. Appalachian Environmental Laboratory, University of Maryland, Frostburg. Contr., 18 pp.

De Pauw N. & Vanhooren G., 1983. Methods for biological assessment for water courses in Belgium. *Hydrobiologia*, 100: 153-168.

Dervin C., 1988. *Comment interpreter les resultats d'une analyse factorielle des correspondances?* Institut Technique des Céréales et des Fourrages, Paris 75 pp.

BIBLIOGRAFIA

Di Giovanni M.V., Goretti E., Tamanti V., Chiappafreddo U., 1994. Indagini sulla rete idrica dell'alto bacino del F. Tevere (Italia Centrale): qualità biologica delle acque. *Rivista di Idrobiologia*, 33(1-3): 207-228.

Di Giovanni M.V., Goretti E., Tamanti V., 1996. Macroinvertebrates in Montedoglio Reservoir, Central Italy. Hydrobiologia, 321: 17-28.

Di Giovanni M.V., Goretti E., Ceccagnoli D., La Porta G., Chiappafreddo U., 2003. *Ephemeroptera and Plecoptera in the Chiascio River (Central Italy) since a dam's building*. In: Gaino E., editor. Research update on Ephemeroptera & Plecoptera. Perugia: University of Perugia. 293-298 pp.

Díaz A. M., Alonso M.L.S., Gutiérrez M.R.V.A., 2008. Biological traits of stream macroinvertebrates from a semi-arid catchment: patterns along complex environmental gradients. *Freshwater Biology*, 53: 1-21.

Dolédec S. & Chessel D., 1994. Co-inertia analysis: an alternative method for studying species-environment relationships. *Freshwater Biology*, 31: 277-294.

Dolédec S. & Statzner B., 1994. Theoretical habitat templates, species traits, and species richness: 548 plant and animal species in the Upper Rhone River and its floodplain. *Freshwater Biology*, 31: 523-538.

BIBLIOGRAFIA

Dolédec S., Statzner B., Frainay V., 1998. Accurate description of functional community structure: identifying stream invertebrates to species-level? *Bulletin of the North American Benthological Society*, 15: 154-155.

Dolédec S., Statzner B., Bournaud M., 1999. Species traits for future biomonitoring across ecoregions: patterns along a human-impacted river. *Freshwater Biology*, 42: 737-758.

Dolédec S., Phillips N., Scarsbrook M., Riley R.H., Townsend C.R., 2006. Comparison of structural and functional approaches to determining landuse effects on grassland stream invertebrate communities. *Journal of the North American Benthological Society*, 25(1):44-60.

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.

Dolédec S. & Statzner B., 2008. Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an assessment of specific types of human impact. *Freshwater Biology*, 53: 617-634.

Dray S. & Dufour A.B., 2007. The ade4 package: implementing the duality diagram for ecologists. *Journal of Statistical Software*, 22(4): 1-20

BIBLIOGRAFIA

Dray S., Dufour A.B., Chessel D., 2007. The ade4 package-II: Two-table and K-table methods. *R News*, 7(2): 47-52.

E.A.B.I.V.F. (Ente Autonomo per la Bonifica, l'Irrigazione e la Valorizzazione Fondiaria), 1991. *Un sistema irriguo per l'Italia centrale (sistema Montedoglio - Sovara)*, Scheggi, Arezzo. Fiume Topino. Centro Stampa Regione Umbria, Perugia.

Europa. *Direttiva 76/464/CEE del 4 maggio 1976 concernente l'inquinamento provocato da certe sostanze pericolose scaricate nell'ambiente idrico della Comunità*. Gazzetta ufficiale delle Comunità Europee L 129, 18.05.1976.

Europa. *Direttiva 96/61/CEE del 24 settembre 1996 sulla prevenzione e la riduzione integrate dell'inquinamento*. Gazzetta ufficiale delle Comunità Europee L 257, 10.10.1996, 0026-0040.

Europa. *Direttiva 60/2000/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 23 ottobre 2000 che istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque*. Gazzetta Ufficiale delle Comunità Europee L 327, 22.12.2000, 1-72.

Gayraud S., Statzner B., Bady P., Haybach A., Schöll F., Usseglio-Polatera P., Bacchi M., 2003. Invertebrate traits for biomonitoring of european large rivers: an initial assessment of alternative metrics. *Freshwater Biology*, 48: 2045-2064.

BIBLIOGRAFIA

Gering J.C. & Crist T.O., 2002. The alpha-beta-regional relationship: providing new insights into local-regional patterns of species richness and scale dependence of diversity components. *Ecology Letters*, 5: 433-444.

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, 222 pp.

Goretti E., Tamanti V., Di Giovanni M.V., 1995. Trichoptera populations in the water system of the Tiber river in Tuscany and Emilia Romagna (Italy). *Bollettino di Zoologia*, 62: 297-304.

Goretti E., Ceccagnoli D., Di Giovanni M.V., 2003. *La diga sul F. Chiascio (Umbria): conseguenze sulla dinamica trofica della comunità macrobentonica*. Atti 64° Congresso Nazionale U.Z.I., 57.

Goretti E., Ceccagnoli D., Di Giovanni M.V., 2006. Reservoir management and its effects on the trophic organization of the macrobenthic community in a river in central Italy. *Italian Journal of Zoology*, 73(1): 33-41.

Goretti E., Fabrizi A., Giovinazzo G., La Porta G., Marcucci C., Di Veroli A., 2008. *Studio sull'acquacoltura nel territorio della Regione Umbria*. Report per la Regione dell'Umbria.

BIBLIOGRAFIA

Gowen R.J., Rosenthal H., Mäkinen T., Ezzi I., 1990. *Environmental impacts of aquaculture activities*. Aquaculture Europe '89 - Business Joins Science, de Pauw N. & Billard R. (eds.), European Aquaculture Society, Spec. Publ. n°12, Bredene, Belgium, 257-283 pp.

Gozzi S., 2000. *Approccio Biologico-ecologico ai processi gestionali per la definizione del Deflusso Minimo Vitale in ambienti montani: il caso del Parco del Gigante*. Tesi di Laurea, Università di Parma.

Hanquet D., Legalle M., Garbage S., Céréghino R., 2004. Ontogenic microhabitat shifts in stream invertebrates with different biological traits. *Archiv für Hydrobiologie*, 160: 329-346.

Harbert H. & Droszcz M., 2000. *Visual Stream Survey*. Departement of Natural Resources Environmental Protection Division, 78 pp.

Hawkins C.P., Norris R.H., Hogue J.N., Feminella J.W., 2000. Development and use of predictive models for assessing the biological integrity of streams. *Ecological Applications*, 10: 1456-1477.

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

BIBLIOGRAFIA

Hering D., Buffagni A., Moog O., Sandin L., Sommerhäuser M., Stubauer I., Feld C., Johnson R., Pinto P., Skoulikidis N., Verdonschot P., Zahradkova S., 2003. The development of a system to assess the ecological quality of streams based on macroinvertebrates - Design of the sampling programme within the AQEM project. *International Review of Hydrobiology*, 88: 345-361.

Hynes H.B.N., 1961. The invertebrate fauna of a Welsh mountain stream. *Archiv für Hydrobiologie*, 57: 344-388.

Hynes H.B.N., 1963. *The biology of polluted waters*. Liverpool University Press, Liverpool 191 pp.

Hynes H.B.N., 1970. *The ecology of running waters*. Liverpool University Press, Liverpool 555 pp.

Ilg C. & Castella E., 2006. Patterns of macroinvertebrate traits along three glacial stream continuums. *Freshwater Biology*, 51: 840-853.

Illies J., 1952. Die Molle. Faunistisch ökologische Untersuchungen an einem Forellenbach im Lipper Bergland. *Archiv für Hydrobiologie und Planktonkunde*, 46: 424-612.

Illies J., 1961. Versuch einer allgemeinen biozönotischen Gliederung der Fließgewässer. *International Revue der gesamten Hydrobiologie*, 46: 205-213.

BIBLIOGRAFIA

Illies J. & Botosaneanu L., 1963. Problèmes et méthodes de classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérées surtout du point de vue faunistique. *Verhandlungen der International Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, 12: 1-57.

Italia. Legge n. 319 del 10 maggio 1976 (*Legge Merli*). Gazzetta Ufficiale 29 maggio 1976 n.141.

Italia. Legge 36/94 (*Legge Galli*). *Disposizioni in materia di risorse idriche*. Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana n. 14 del 19 gennaio 1994.

Italia. Decreto Legislativo 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*.

Italia. Decreto Legislativo 18 agosto 2000, n. 258. *Disposizioni correttive e integrative del D. Lgs. 11 maggio 1999, n. 152*. Gazzetta Ufficiale - Supplemento ordinario n. 218 del 18 settembre 2000.

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

BIBLIOGRAFIA

Jenkins M., 2003. Prospects for biodiversity. *Science*, 302: 1175-1777.

Jones J.R.E., 1951. An ecological study of the river Towy. *Journal of Animal Ecology*, 20: 68-86.

Jongman R.H.G., ter Braak C.J.F., van Tongeren O.F.R., 1995. *Data analysis in community and landscape ecology*. Cambridge: Cambridge University Press.

Lajczak A., 2003. Contemporary transport of suspended material and its deposition in the Vistula River, Poland. *Hydrobiologia*, 494:187-194.

Lamouroux N., Dolédec S., Gayraud S., 2004. Biological traits of stream macroinvertebrate assemblages: effect of microhabitat, reach and basin filters. *Journal of the North American Benthological Society*, 23: 449-466.

Legendre L. & Legendre P., 1998. *Numerical Ecology*. Second edition (English). Elsevier, Amsterdam, 853 pp.

Ligon F.K., Dietrich W.E., Trush W.J., 1995. Downstream ecological effects of dams. *Bioscience*, 45: 183-192.

BIBLIOGRAFIA

Loro R., 1999. *Applicazione del metodo dei microhabitats per la valutazione del deflusso minimo nel torrente Pesarina (UD)*. Atti del Corso "indirizzi metodologici per la definizione del Deflusso Minimo Vitale in ambiente montano", Buana (RE) 11-13 ottobre 1999.

Macan T.T., 1958. Methods of sampling the bottom fauna in stony streams. *Mitteilungen der Internationale Vereinigung für Limnologie*, 8: 1-21.

March J.G., Benstead J.P., Pringle C.M., Scatena F.N., 2003. Damming tropical island streams: problems, solutions, and alternatives. *Bioscience*, 53: 1069-1078.

Marchetti R., Galassi S., Provini A., 1999. *Ecologia Applicata*. Città Studi, Edizioni Milano, 1190 pp.

Mason C.F., 1991. *Biology of freshwater pollution*. Longman (eds.), 250 pp.

McCabe D.J. & Gotelli N.J., 2000. Effects of disturbance frequency, intensity, and area on assemblage of stream macroinvertebrates. *Oecologia*, 124: 270-279.

McCulloch D.L., 1986. Benthic macroinvertebrate distribution in the riffle-pool communities of two East Texas streams. *Hydrobiologia*, 135: 61-70.

BIBLIOGRAFIA

Mearelli M., La Porta G., Leoni P., Lorenzoni M., Carosi A., Cingolani L., Ghetti L., Mossone M., Uzzoli C., 2001. *Carta ittica della Regione Umbria: bacino del Fiume Chiascio e del Fiume Topino*. Centro Stampa Regione Umbria, Perugia.

Mérigoux S. & Dolédec S., 2004. Hydraulic requirements of stream communities: a casestudy on invertebrates. *Freshwater Biology*, 49: 600-613.

Metcalf J.L., 1989. Biological water quality assessment of running waters based on macroinvertebrate communities: history and present status in Europe. *Environmental Pollution*, 60: 101-139.

Morgan R.P., Jacobson R.E., Weisberg S.B., McDowell L.A., Wilson H.T., 1991. Effects of flow alteration to benthic macroinvertebrate communities below the Brighton hydroelectric dam. *Journal of Freshwater Ecology*, 6: 419-429.

Nelson S.M. & Lieberman D.M., 2002. The influence of flow and other environmental factors on benthic invertebrates in the Sacramento River, U.S.A. *Hydrobiologia*, 489: 117-129.

Oberdorff T., Pont D., Hugueny B., Porcher J.P., 2002. *Development and validation of a fish-based index for the assessment of "river health" in France*. *Freshwater Biology*, 47: 1720-1734.

BIBLIOGRAFIA

Oertli B., 1993. Leaf litter processing and energy flow through macroinvertebrates in a woodland pond (Switzerland). *Oecologia*, 96: 466-477.

Omernik J.M., 1987. Ecoregions of the conterminous United States. Map (scale 1:7,500,000) revised August 2002. *Annals of the Association of American Geographers*, 77(1): 118-125.

Paavola R., Muotka T., Virtanen R., Heino J., Kreivi P., 2003. Are biological classifications of headwater streams concordant across taxonomic groups? *Freshwater Biology*, 48: 1912-1923.

Peeters E.T.H.M., Gardeniers J.J.P., Tolkamp H.T., 1994. *New methods to assess the ecological status of surface waters in the Netherlands*. Part 1: Running waters. Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Limnologie, 1914-1916 pp.

Petts G.E., 1984. *Impounded rivers: perspectives for ecological management*. Wiley, Chichester, 322 pp.

Poff N.L., 1997. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 16: 391-409.

BIBLIOGRAFIA

Poff N.L., Allan J.D., Bain M.B., Karr J.R., Prestegard K.L., Richter B.D., Sparks R.E., Stromberg J.C., 1997. The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. *Bioscience*, 47: 769-784.

Pollard P. & Huxham M., 1998. The European Water Framework Directive: a new era in the management of aquatic ecosystem health? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 8: 773-792.

Resh V.H., Brown A.V., Covich A.P., Gurtz M.E., Li H.W., Minshall G.W., Reice S.R., Sheldon A.L., Wallace J.B., Wissmar R.C., 1988. The role of disturbance in stream ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 7: 433-455.

Richards C., Haro R.J., Johnson L.B., Host G.E., 1997. Catchment and reach-scale properties as indicators of macroinvertebrate species traits. *Freshwater Biology*, 37: 219-230.

Richoux P., 1994. Theoretical habitat templates, species traits, and species richness: aquatic Coleoptera in the Upper Rhone River and its floodplain. *Freshwater Biology*, 31: 377-395.

Robson B.J. & Chester E.T., 1999. Spatial patterns of invertebrate species richness in a river: the relationship between riffles and microhabitats. *Australian Journal of Ecology*, 25: 599-607.

BIBLIOGRAFIA

Rohm C.M., Geise J.W., Bennett C.C., 1987. Evaluation of an Aquatic Ecoregion Classification of Streams in Arkansas. *Journal of Freshwater Ecology*, 4: 127-140.

Sandin L., Johnson R.K., 2000. Ecoregions and benthic macroinvertebrate assemblages of Swedish streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 19: 462-474.

Schlosser I.J., 1987. *A conceptual framework for fish communities in small warmwater streams*. In Matthews W.J. & Hems D.C., University of Oklahoma Press (eds.), *The ecology and evolution of North American stream fish communities*, Norman, Oklahoma, 17-24 pp.

Sneath P.H.A. & Sokal R.R., 1973. *Numerical Taxonomy*. Freeman W.H., San Francisco, 573 pp.

Snoock D.L. & Milner A.M., 2002. Biological traits of macroinvertebrates and hydraulic conditions in a glacier-fed catchment (French Pyrenees). *Archiv für Hydrobiologie*, 153: 245-271.

Southwood T.R.E., 1977. Habitat, the templet for ecological strategies? *Journal of Animal Ecology*, 46: 337-365.

Southwood T.R.E., 1988. Tactics, strategies and templets. *Oikos*, 52: 3-18.

BIBLIOGRAFIA

Stanford J.A., Ward J.V., Liss W.J., Frissell C.A., Williams R.N., Lichatowich J.A., Coutant C.C., 1996. A general protocol for restoration of regulated rivers. *Regulated Rivers: Research & Management*, 12: 391-413.

Statzner B., Gore J.A., Resh V. H., 1988. Hydraulic stream ecology: observed patterns and potential applications. *Journal of the North American Benthological Society*, 7: 307-360.

Statzner B., Resh V.H., Roux L., 1994a. The synthesis of long-term ecological research in the context of concurrently developed ecological theory: design of a research strategy for the Upper Rhone River and its floodplain. *Freshwater Biology*, 31: 253-263.

Statzner B., Resh V.H., Dolédec S., 1994b. Ecology of the Upper Rhone river: a test of habitat templet theories. *Freshwater Biology*, 31: 253-256.

Statzner B., Hoppenhaus K., Arens M.F., Richoux P., 1997. Reproductive traits, habitat use and templet theory: a synthesis of world-wide data on aquatic insects. *Freshwater Biology*, 38: 109-135.

BIBLIOGRAFIA

Statzner B., Bis B., Dolédec S., Usseglio-Polatera P., 2001a. Perspectives for biomonitoring at large spatial scales: a unified measure for the functional composition of invertebrate communities in European running waters. *Basic and Applied Ecology*, 2: 73-85.

Statzner B., Hildrew A.G., Resh V.H., 2001b. Species traits and environmental constraints: entomological research and the history of ecological theory. *Annual Revue of Entomology*, 46: 291-316.

Statzner B., Dolédec S., Hugueny B., 2004. Biological trait composition of European stream invertebrate communities: assessing the effects of various trait filter types. *Ecography*, 27: 470-488.

Statzner B., Bady P., Dolédec S., Schöll F., 2005. Invertebrate traits for the biomonitoring of large European rivers: an initial assessment of trait patterns in least impacted river reaches. *Freshwater Biology*, 50: 2136-2161.

Statzner B., Bonada N., Dolédec S., 2007. Conservation of taxonomic and biological trait diversity of European stream macroinvertebrate communities: a case for a collective public database. *Biodiversity Conservation*, 16:3609-3632.

BIBLIOGRAFIA

Statzner B., Bonada N., Dolédec S., 2008. Predicting the abundance of European stream macroinvertebrates using biological attributes. *Oecologia*, 156: 65-73.

Tachet H., Usseglio-Polatera P., Roux C., 1994. Theoretical habitat templates, species traits, and species richness: Trichoptera in the Upper Rhone River and its floodplain. *Freshwater Biology*, 31: 397-415.

Tachet H., Richoux P., Bournaud M., Usseglio-Polatera P., 2006. *Invertébrés d'eau douce. Systématique, biologie, écologie*. CNRS Editions, Paris, 588 pp.

Tarazona J.V., Ortiz J.A., Carbello M., Munoz M.J., 1993. Pollution generated by fish farms. A systems dynamics model. *Fresenius Environmental Bulletin*, 2: 84-89.

Tate C.M. & Heiny J.S., 1995. The ordination of benthic invertebrate communities in the South Platte River Basin in relation to environmental factors. *Freshwater Biology*, 33(3): 439-454.

Townsend C.R., 1989. The patch dynamics concept of stream community ecology. *Journal of the North American Benthological Society*, 8: 36-50.

BIBLIOGRAFIA

Townsend C.R. & Hildrew A.G., 1994. Species traits in relation to a habitat templet for river systems. *Freshwater Biology*, 31: 265-275.

Townsend C.R., Dolédec S., Scarsbrook M.R., 1997. *Species traits in relation to temporal and spatial heterogeneity in streams: a test of habitat templet theory*. *Freshwater Biology*, 37: 367-387.

Tuffery G., 1980. *Incidences ecologiques de la pollution des eaux courantes : les revelateurs biologiques de la pollution*. In Pesson P., Gauthier-Villars (eds.), *La pollution des eaux continentales - incidences sur les biocenoses aquatiques*, 289-345 pp.

Usseglio-Polatera P., 1991. Representation graphique synthetique de la signification ecologique d'un peuplement. Application aux macroinvertebres du Rhone a Lyon. *Bulletin d'Ecologie*, 22: 195-202.

Usseglio-Polatera P., 1992. *Graphical expression of the ecological significance of a faunistic assemblage and its application to the study of the Rhone river Trichoptera at Lyon (France)*. In Otto C. (eds.), *7th International Symposium on Trichoptera*, Umea, 301-307 pp.

Usseglio-Polatera P., 1994. Theoretical habitat templates, species traits, and species richness: aquatic insects in the Upper Rhone River and its floodplain. *Freshwater Biology*, 31: 417-437.

Usseglio-Polatera P. & Tachet H., 1994. Theoretical habitat templates, species traits, and species richness: Plecoptera and Ephemeroptera in the Upper Rhone River and its floodplain. *Freshwater Biology*, 31: 357-375.

Usseglio-Polatera P., 1997a. *Long term changes in the Ephemeroptera of the river Rhone at Lyon, France, assessed using a fuzzy coding approach*. In Landolt P. & Sartori M. (eds.), *Ephemeroptera et Plecoptera: Biology-Ecology-Systematics*. Mauron, Tinguely + Lachat Publ., Fribourg, Switzerland, 227-234 pp.

Usseglio-Polatera P., 1997b. Caracteristiques biologiques, strategies ecologiques et evolution environnementale d'un hydrosysteme: l'exemple des trichopteres du Rhone a Lyon (France). *Geobios*, 21: 151-158.

Usseglio-Polatera P., Thomas S., Beisel J.N., Moreteau J.C., 1999. Illustration de la valeur indicatrice des caracteristiques biologiques des macroinvertebres d'une communaute benthique a differentes echelles d'observation. *Annales de Limnologie*, 35: 71-80.

BIBLIOGRAFIA

Usseglio-Polatera P., Bournaud M., Richoux P., Tachet H., 2000a. Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: how to use species data bases? *Hydrobiologia*, 422/423: 173-181.

Usseglio-Polatera P., Bournaud M., Richoux P., Tachet H., 2000b. Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits. *Freshwater Biology*, 43: 175-205.

Usseglio-Polatera P., Richoux P., Bournaud M., Tachet H., 2001. A functional classification of benthic macroinvertebrates based on biological and ecological traits: application to river condition assessment and stream management. *Archiv für Hydrobiologie*, 139(Supp.): 53-83.

Usseglio-Polatera P. & Beisel J.N., 2002. Longitudinal changes in macroinvertebrate assemblages in the Meuse river: anthropogenic effects versus natural change. *River Research and Applications*, 18: 197-211.

Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedell J.R., Cushing C.E., 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37: 130-137.

Verneaux J., Faessel B., Malesieux G., 1977. *Note preliminaire a la proposition de nouvelles methodes de determination de la qualite des eaux courantes*. Centre Hydrobiologique Université de Besançon.

Verneaux J., 1980. *Fondements biologiques et écologiques de l'étude de la qualité des eaux continentales: les principales méthodes biologiques*. In Pesson P., Gauthier-Villars (eds.), *La pollution des eaux continentales - incidences sur les biocénoses aquatiques*, 289-345 pp.

Waite I.R., Herlihy A.T., Larsen D.P., Klemm D.J., 2000. Comparing strengths of geographic and nongeographic classifications of stream benthic macroinvertebrates in the Mid-Atlantic Highlands, USA. *Journal of the North American Benthological Society*, 19: 429-441.

Ward J.H., 1963. Hierarchical grouping to optimise on objective function. *Journal of the American Statistics Association*, 58: 236-244.

Ward J.V., Stanford J.A., 1983. *The intermediate disturbance hypothesis: an explanation for biotic diversity patterns in lotic ecosystems*. In *Dynamics of Lotic Ecosystems*, Fountain T.D. & Bartell S.M. (eds.), Ann Arbor Sciences, Ann Arbor, MI, 347-356 pp.

BIBLIOGRAFIA

Ward J.V., Stanford J.A., 1995. Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated Rivers: Research & Management*, 11: 105-119.

Ward J.V., 1998. Riverine landscapes: biodiversity patterns, disturbance regimes, and aquatic conservation. *Conservation Biology*, 83: 269-278.

Wood D.L. & Sites R.W., 2002. Submerged rootmats: a mesohabitat harboring a distinct insect community in Ozark stream. *Journal of Freshwater Ecology*, 17: 431-440.

Zwick P., 1992. Stream habitat fragmentation a threat to biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, 1: 80-97.

APPENDICE

I. Trociculture in Umbria: Lista Faunistica

Stazioni

Gruppo Zoologico	Famiglia	Taxa	1M	2M	3M	4M	5M	6M	7M	8M	9M	10M	11M	12M	13M	1V	2V	3V	4V	5V	6V	7V	8V	9V	10V	11V	12V
Nematoda	Mermithidae	Mermithidae indet.	0	0	0	0	1	0	0	2	5	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	2	0	0	0
Nematomorpha	Gordiidae	Gordiidae indet.	0	0	0	0	0	2	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Turbellaria	Dendrocoelidae	Dendrocoelum sp.	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	
Turbellaria	Dugesidae	Dugesia sp.	0	0	0	2	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Turbellaria	Planariidae	Polycelis sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Gastropoda	Planorbidae	Ancylus fluviatilis	4	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	3	8	0	1	0	0	0	23	0	
Gastropoda	Hydrobiidae	Hydrobiidae indet.	0	0	0	0	0	0	0	0	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0	
Gastropoda	Lymnaeidae	Lymnaea sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15	0	6	0	1	0	0	0	0	0	2	0	0	112	0	
Gastropoda	Physidae	Physa sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Bivalvia	Sphaeriidae	Pisidium sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Oligochaeta	Tubificidae	Branchiura sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Oligochaeta	Lumbricidae	Eiseniella tetraedra	43	0	4	107	11	32	0	0	4	2	0	1	14	5	0	2	1	4	5	0	17	0	23	0	
Oligochaeta	Haplotoxidae	Haplotoxis gordioides	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	
Oligochaeta	Lumbriculidae	Lumbriculidae indet.	7	0	6	22	317	14	0	14	4	1	10	32	16	50	3	112	64	610	37	154	2	0	0	7	
Oligochaeta	Tubificidae	Tubificidae (with capillary setae) indet.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Oligochaeta	Tubificidae	Tubificidae (without capillary setae) indet.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Hirudinea	Erpobdellidae	Dina lineata	44	15	0	11	8	19	2	1	14	3	17	5	13	7	14	45	74	15	8	162	134	8	302	3	
Hirudinea	Glossiphoniidae	Glossiphonia sp.	1	0	0	0	0	0	1	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Hirudinea	Haemopidae	Haemopsis sanguisuga	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Hirudinea	Glossiphoniidae	Helobdella stagnalis	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	
Crustacea	Asellidae	Asellus aquaticus	0	1	0	42	22	97	0	0	1	0	38	0	53	70	6	0	33	57	35	1	7	0	0	80	
Crustacea	Gammaridae	Echinogammarus sp.	0	24	29	3	78	286	3	242	126	78	138	64	382	25	0	0	22	484	2	25	3	0	117	57	
Ephemeroptera	Baetidae	Baetis sp.	142	291	50	172	184	234	25	273	65	39	0	56	1	137	15	428	312	49	223	92	1000	193	75	0	
Ephemeroptera	Caenidae	Caenis sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Ephemeroptera	Heptageniidae	Ecdyonurus sp.	0	23	4	0	30	17	5	24	110	1	0	0	0	0	0	0	2	13	13	15	7	1	0	2	
Ephemeroptera	Heptageniidae	Epeorus sp.	0	2	0	0	0	1	3	7	5	2	0	5	0	0	11	2	0	3	2	0	79	49	0	4	
Ephemeroptera	Ephemeridae	Ephemerella sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	34	2	0	7	0	1	0	0	0	0	0	0	0	3	0	5	
Ephemeroptera	Ephemerellidae	Serratella ignita	0	0	0	0	10	41	13	86	2238	141	0	125	3	0	0	0	0	2	26	29	72	644	789	1	
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	Habroleptoides sp.	0	0	0	2	138	50	3	43	2	7	0	0	4	0	1	0	11	265	0	2	3	0	0	0	
Ephemeroptera	Heptageniidae	Rhithrogena sp.	0	4	77	24	245	92	302	22	376	369	0	254	0	0	108	0	30	361	169	63	381	0	0	228	
Odonata	Calopterygidae	Calopteryx sp.	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Plecoptera	Nemouridae	Amphinemura sp.	0	0	14	0	0	6	36	2	6	38	0	0	0	0	2	0	0	8	37	1	3	14	0	1	
Plecoptera	Perlidae	Dinocras cephalotes (Curtis)	0	0	1	0	0	0	57	5	74	137	0	302	0	0	0	0	0	0	0	51	1	244	133	0	
Plecoptera	Perlodidae	Isoperla sp.	0	103	2	5	16	17	1	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0	3	4	1	0	0	0	
Plecoptera	Leuctridae	Leuctra sp.	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	
Plecoptera	Nemouridae	Nemoura sp.	0	2	3	0	4	0	0	3	0	0	0	0	41	10	2	1	1	0	0	13	0	0	0	0	
Plecoptera	Perlidae	Perla marginata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	41	
Plecoptera	Nemouridae	Protonemura sp.	0	6	0	0	1	0	0	2	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Plecoptera	Chloroperlidae	Siphonoperla sp.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Heteroptera	Nepidae	Nepa sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Coleoptera	Elmidae	Elmis sp.	0	0	4	0	0	4	2	6	15	18	1	104	0	0	0	0	1	0	10	1	137	52	95	0	
Coleoptera	Elmidae	Esolus sp.	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Coleoptera	Gyrinidae	Gyrinus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	

Continua

II. Fiume Menotre: Lista Faunistica

Gruppo Zoologico	Famiglia	Taxa	Stazioni								
			1	2	3	4	5	6	7	8	9
Turbellaria	Planariidae	Polycelis sp.	3,5	0	0	3,5	12	4	0	0	0
Nematomorpha	Gordidae	Gordidae indet.	0	0	0	0	0	0	0	1	1,5
Gastropoda	Lymnaeidae	Lymnaea sp.	1,5	0	0	0	0	0	0	10	2,5
Bivalvia	Sphaeriidae	Pisidium sp.	1	2	0	0	0	0	0	1	0,5
Oligochaeta	Lumbricidae	Eiseniella tetraedra	19,5	27,5	31	20	36	15,5	37	5,5	61,5
Oligochaeta	Tubificidae	Tubificidae indet.	5	12,5	0	9	2	0	47	26,5	60
Hirudinea	Erpobdellidae	Dina lineata	0	0	0	0	0	0	0	51,5	70,5
Hirudinea	Glossiphoniidae	Helobdella stagnalis	0	0	0	0	0	0	0	4,5	8,5
Crustacea	Gammaridae	Echinogammarus sp.	73	304,5	38	1112,5	78	229	21,5	0	247
Ephemeroptera	Beatidae	Baetis rhodani	84,5	69	14,5	58,5	87	56	98	1,5	39,5
Ephemeroptera	Beatidae	Baetis sp.	36	43,5	17,5	17,5	27,5	21,5	66	2	25,5
Ephemeroptera	Caenidae	Caenis sp.	0	2,5	0,5	0	34	28	31,5	0,5	1
Ephemeroptera	Heptageniidae	Ecdyonurus sp.	73,5	20	1,5	3	31	7	29,5	0	2
Ephemeroptera	Heptageniidae	Epeorus sp.	20,5	1,5	0	0	1	0	1,5	0	0
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	Habroleptoides sp.	32	40	2	1,5	21,5	0,5	18,5	0	0
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	Habrophlebia sp.	0	1,5	0	0	1,5	0	5	0	0,5
Ephemeroptera	Heptageniidae	Rhithrogena sp.	3	13	0,5	3	5,5	6,5	18,5	0	0
Ephemeroptera	Ephemerellidae	Serratella ignita	357	283,5	24,5	148	86	80	209	0,5	13,5
Plecoptera	Nemuridae	Amphinemura sp.	61,5	57,5	18	66,5	131,5	103,5	26,5	0	0
Plecoptera	Taeniopterygidae	Brachyptera sp.	0	148	0	1	0	0	0	0	0
Plecoptera	Perlidae	Dinocras cephalotes (Curtis)	16	59	13	74	170,5	128	93,5	0	4,5
Plecoptera	Isoperlidae	Isoperla sp.	1	14,5	0,5	31,5	7,5	3	0	0	0,5
Plecoptera	Leuctridae	Leuctra sp.	185	196	31	63	44,5	84	33,5	0	358,5
Plecoptera	Nemuridae	Nemoura sp.	9,5	41,5	0	6	0,5	0,5	4	0	0
Plecoptera	Nemuridae	Protonemura sp.	35	115	2	56,5	5,5	7,5	3	0	3,5
Coleoptera	Dytiscidae	Acilius sp.	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Coleoptera	Hydrophilidae	Anacaena sp.	0,5	0	0,5	0	0	0	0	0	0
Coleoptera	Elminthidae	Elmis sp.	76,5	60,5	68	81	40	40	11,5	1	23
Coleoptera	Elminthidae	Esolus sp.	12	14,5	70,5	6	16,5	9	1,5	0	12,5
Coleoptera	Haliplidae	Haliplus sp.	0	0	0	0	0,5	0	0,5	0	0,5
Coleoptera	Dryopidae	Helichus substriatus	0,5	0,5	0	1,5	0	0	0,5	0	0
Coleoptera	Hydraenidae	Hydraena sp.	41,5	11,5	18,5	3	17	13	10	0	0
Coleoptera	Dytiscidae	Laccophilus sp.	0	0	2	0	7	0,5	0,5	0	0
Coleoptera	Hydraenidae	Limnebius sp.	0	0	0	0	0	0	1	0	0

Continua

II. Fiume Menotre: Lista Faunistica

Continua

Gruppo Zoologico	Famiglia	Taxa	Stazioni								
			1	2	3	4	5	6	7	8	9
Coleoptera	Elminthidae	Limnius sp.	0	5,5	3	7	15	11	3	0	16,5
Coleoptera	Hydraenidae	Ochthebius sp.	16,5	0	30	6	0	0,5	5,5	0	0
Diptera	Anthomyidae	Anthomyidae indet.	5,5	19,5	2	9	0	0	0	1	0
Diptera	Athericidae	Atherix sp.	6	18,5	41,5	18	29	6,5	22	0,5	5
Diptera	Ceratopogonidae	Ceratopogonidae indet.	0,5	0	1	0,5	0,5	1,5	2,5	17,5	3
Diptera	Chironomidae	Chironomini indet.	25,5	71	9	42	32,5	13,5	36	49,5	75,5
Diptera	Empididae	Clinocerinae indet.	2	3	0,5	2	0,5	1	1	0	0
Diptera	Limoniidae	Limoniini indet.	21,5	25,5	6,5	0,5	8,5	10	87,5	0	2,5
Diptera	Chironomidae	Orthocladiinae indet.	47,5	359,5	50,5	596	7,5	28,5	52	1355,5	25,5
Diptera	Psychodidae	Psychodidae indet.	10	0	27,5	1,5	3	2	6,5	34	62,5
Diptera	Ptychopteridae	Ptychopteridae indet.	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0
Diptera	Simuliidae	Simuliini indet.	196	295,5	38	2,5	7	3	656,5	29,5	19
Diptera	Stratiomyiidae	Stratiomyiidae indet.	111	27,5	28,5	61,5	20,5	14	8	1	7
Diptera	Chironomidae	Tanypodinae indet.	76	101	13,5	55,5	17	57,5	29,5	14,5	13
Diptera	Chironomidae	Tanytarsini indet.	275	332	14,5	147,5	15,5	7,5	31,5	227,5	42
Diptera	Tipulidae	Tipulidae indet.	1,5	9,5	5,5	11,5	0,5	0,5	10	1,5	5
Tricoptera	Limnephilidae	Allogamus sp.	0	0	0	0	0	0	0,5	0	1,5
Tricoptera	Lepidostomatidae	Crunoecia sp.	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0
Tricoptera	Limnephylidae	Halesus sp.	2	6	8	3,5	1	1	1	0	4,5
Tricoptera	Hydropsychidae	Hydropsyche klebecki	113	56,5	0	66,5	13	45	38,5	0	0
Tricoptera	Hydropsychidae	Hydropsyche sp.	10	30	0	26,5	0,5	1,5	1,5	0	0
Tricoptera	Hydropsychidae	Hydropsyche tenuis	0	2,5	15,5	122	62,5	6	26,5	0	2
Tricoptera	Hydropsychidae	Hydropsyche pellucidula	0	0	0	0	0	0,5	0	0	0
Tricoptera	Hydroptilidae	Hydroptila sp.	0	0	0	0,5	0	8,5	3,5	0	0
Tricoptera	Lepidostomatidae	Lasiocephala sp.	14,5	0	0	2,5	0	0	0	0	1
Tricoptera	Lepidostomatidae	Lepidostoma sp.	0	0	0	0,5	0	0	0	0	0
Tricoptera	Psychomyidae	Lype sp.	0	0	0,5	1	0	0	0	0	0
Tricoptera	Limnephilidae	Melampophylax sp.	3	0	0,5	3,5	1	0	0,5	0	5
Tricoptera	Brachycentridae	Micrasema morosum	0	1	0	0,5	0	0,5	0	0	0
Tricoptera	Odontoceridae	Odontocerum albicorne	5	63,5	1,5	37,5	27	10,5	18,5	0	4,5
Tricoptera	Polycentropodidae	Plectrocnemia sp.	2	0	0	0,5	0	0	0	0	0
Tricoptera	Limnephilidae	Potamophylax gammaricus spinulifer	29	3,5	1	5	20,5	0	0,5	4	71,5
Tricoptera	Rhyacophilidae	Rhyacophila sp.	48,5	31	8	8	17	14,5	47,5	0	5
Tricoptera	Sericostomatidae	Sericostoma sp.	38,5	76	2	55	45	70	21,5	0	4,5
Tricoptera	Goeridae	Silo sp.	4,5	19	0	1	0	0	0,5	0	0
Tricoptera	Limnephylidae	Stenophylax sp.	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Tricoptera	Psychomyidae	Tinodes sp.	0	0	1,5	0	0	0	0	0	0

III. Fiume Chiascio: Lista Faunistica

Gruppo Zoologico	Famiglia	Taxa	Stazioni												
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Nematoda	Mermithidae	Mermithidae indet.	0	0	1,25	0,25	0	0	0	0	0,5	0,5	16,75	0	0
Turbellaria	Dendrocoelidae	Dendrocoelum sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0,25	
Turbellaria	Dugesidae	Dugesia sp.	0	0	0	1,25	0,25	0	5,75	0	27,25	0,25	0	8,5	0
Gastropoda	Ancylidae	Ancylus fluviatilis	0	0	7	2	0,5	0	0	0	0	0	0	1,5	
Gastropoda	Bithyniidae	Bithynia tentaculata	0	0	0	0	25	10	0	0	4	6	2,25	8,25	59,5
Gastropoda	Lymnaeidae	Lymnaea sp.	0	0	0	0	0	0,75	0	0	0	1,5	0	0,5	0
Gastropoda	Physidae	Physa acuta	0	0	0	0	0	0	0	0	0,25	1,25	0,25	4,25	1
Bivalvia	Pisidae	Pisidium sp.	0	0	1,25	0,25	0	0	0	0	0	0,25	0	0	0
Bivalvia	Unionidae	Unio elongatulus	0	0	0	0	0,25	0	0	0	0	0,25	0	0	0
Oligochaeta	Haplotaxidae	Haplotaxidae indet.	0	0	0	1,75	0	0	0	0	4,25	4,75	0	0	0
Oligochaeta	Lumbricidae	Lumbricidae indet.	1,5	4,25	7,25	2,5	12,25	1,75	6,75	4,25	8,75	31,25	16	10,5	5
Oligochaeta	Lumbriculidae	Lumbriculidae indet.	0,25	0	0	0,75	0	0	0	0	1,25	0	0,75	0	0
Oligochaeta	Tubificidae	Tubificidae indet.	0,25	18,75	10	16,5	16,5	41,5	13,75	1,75	0,75	2,75	3,5	801,25	237,25
Hirudinea	Erpobdellidae	Dina lineata	0	0,25	3,75	76,5	16,5	14,75	2,5	0,5	0,75	7,75	7,25	53,25	69,75
Hirudinea	Glossiphoniidae	Glossiphonia complanata	0	0	0	0,25	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5
Hirudinea	Haemopidae	Haemopsis sanguisuga	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,75
Hirudinea	Glossiphoniidae	Helobdella stagnalis	0	0	0,25	3,5	0	0	0,5	0	0	0,25	0	24,25	4,5
Hirudinea	Piscicolidae	Piscicola geometra	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,25	0	0	0,25
Crustacea	Asellidae	Asellus aquaticus	0	0	0	4,75	0	0,25	1,25	0	0	0	0	25,25	13,75
Crustacea	Gammaridae	Echinogammarus sp.	0,25	18,5	24,75	0,25	5,5	13	263,25	1	4	5,5	0,5	1	0
Crustacea	Niphargidae	Niphargus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0	0
Crustacea	Potamidae	Potamon fluviatilis	0	0	0	0	0	0	0,25	0	0	0	0	0	0
Crustacea	Asellidae	Proasellus coxalis	0	0	0	12	13,5	1,75	3	0	0,25	4,5	12,25	2,5	16,25
Ephemeroptera	Baetidae	Acentrella sinaica	15,75	2,5	0,25	0	0	0,25	0	0	0	0	0	0	0
Ephemeroptera	Baetidae	Baetis rhodani	40,5	17	155,5	224,75	169,75	21,75	14,5	11,25	14	21	15,75	19	40,5
Ephemeroptera	Baetidae	Baetis sp.	39,5	51,75	89,5	115,25	107	94	10,5	14,5	16,5	10	7,25	33,75	24
Ephemeroptera	Caenidae	Caenis gr. macrura	77	95,75	30,25	65	40,5	81	11,5	77,25	90,5	68,5	43,25	14,25	16,5
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	Choroterpes picteti	0	0	0	0	0	0	0	0,75	5,75	2	0,75	0,75	0
Ephemeroptera	Heptageniidae	Ecdnyonurus sp.	53	94,25	28,25	1,5	13	5,5	4,25	0	1,25	2	1	0	0,25
Ephemeroptera	Heptageniidae	Epeorus sp.	0,25	0	0	1,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ephemeroptera	Ephemeridae	Ephemera sp.	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0,25	0	0	0
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	Habroleptoides sp.	10,75	1	2,75	0,25	0	0,25	0,5	0	0	0	0	0	0
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	Habrophlebia eldae	10,5	18	11	5,5	2	7,75	0	0	0,25	0	0	0	0
Ephemeroptera	Heptageniidae	Heptagenia sp.	0,25	0,25	0	0,5	0	0	0,25	15,75	27,75	61	15,5	0	0,25
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	Paraleptophlebia submarginata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0	0	0
Ephemeroptera	Ephemerellidae	Serratella ignita	1,25	3,75	20,25	128,75	7,5	10,75	3	10	25	19,5	2,25	5,75	15,75

III. Fiume Chiascio: Lista Faunistica

Continua

Gruppo Zoologico	Famiglia	Taxa	Stazioni												
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Odonata	Calopterygidae	Calopteryx sp.	0	1,25	0,5	0	0,25	0	0,25	0,75	0	0	0	0,25	0,25
Odonata	Gomphidae	Gomphus vulgatissimus	0	0	0	0	0	0,25	0,25	0,75	0,25	0	0	0	0
Odonata	Gomphidae	Onychogomphus forcipatus unguiculatus	8,75	1,75	0,5	2,25	0	0,25	0	0,25	0,25	0	0	0,5	0,5
Odonata	Libellulidae	Orthetrum sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,25	0,25
Odonata	Platycnemididae	Platycnemis pennipes	0	0,75	0	0	0,25	0,25	0	3,25	1	0,25	0,25	0	0
Plecoptera	Taeniopterygidae	Brachyptera risi	66	10,75	13,5	0,75	0,25	0	0,25	0	0,25	0	0	0	0
Plecoptera	Capniidae	Capnia sp.	11,75	8	46,25	0	3,75	0	0	0	0	0	0,25	0	0
Plecoptera	Perlodidae	Isoperla sp.	13,5	13,25	3,5	0	0,5	0	0,5	0,25	0	0	0	0	0
Plecoptera	Leuctridae	Leuctra sp.	114,5	20,25	0,25	2,75	0	7,75	0	1,75	13,25	4	1,5	0	0
Plecoptera	Nemouridae	Nemoura sp.	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Plecoptera	Perlidae	Perla marginata	0	0	0	0	0	0	0,25	0	0	0	0	0	0
Plecoptera	Nemouridae	Protonemoura sp.	0,25	0	0	0	0,25	0	0	0,75	0	0	0	0	0
Heteroptera	Naucoridae	Aphelocheirus aestivalis	0	0	0	0	0	0,25	0	1	1,25	1	0	5,25	0,25
Heteroptera	Gerridae	Gerris sp.	1,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Heteroptera	Mesoveliidae	Mesovelia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0,25	0	0	0	0	0
Heteroptera	Corixidae	Micronecta sp.	0	0	0	0	0	0	12,75	0,25	0	0	0	0	0
Coleoptera	Dryopidae	Dryops sp.	0	0	0	0,5	0	0	0	0	0	0	0,75	0	0
Coleoptera	Dytiscidae	Dytiscidae indet.	0,25	0,25	0	0	0	0	0,25	0,5	0	0	0	0	0
Coleoptera	Elmidae	Elmis sp.	6	2	3,75	89,5	131	44,5	8,25	1,75	12,75	3,75	1,25	0,75	2
Coleoptera	Elmidae	Esolus sp.	0	1	0	0	0,75	11,25	0,25	0	0	0	0	0	0
Coleoptera	Gyrinidae	Gyrinidae indet.	3	0,25	0,5	0,25	0	0	0	0	0	0	0,25	0	0,25
Coleoptera	Dryopidae	Helichus substriatus	30,25	0,75	1,25	1,25	25	23,75	15,5	2	3,5	11,75	4	1,5	0,5
Coleoptera	Helodidae	Helodidae indet.	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coleoptera	Hydraenidae	Hydraena sp.	29,25	0	1,75	0,25	9,75	2,5	2	10	13,25	0,75	0,75	0	1,25
Coleoptera	Hydraenidae	Hydraenidae indet.	0	0	0	0	0	0,5	0,5	0	0	0	0	0	0
Coleoptera	Hydrochidae	Hydrochus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0,25	0,25	0,25	0	0
Coleoptera	Hydrophilidae	Hydrophilidae indet.	0	0	0	0	0	0	0,5	0,75	0	0,25	0,5	0,25	0
Coleoptera	Hydrophilidae	Laccobius sp.	0	0	0	0	0,25	0	1	0	0	0	0	0	1
Coleoptera	Elmidae	Limnius sp.	0	1,5	3,25	0,75	3,25	1	2,25	0	0	0	0	0	0
Coleoptera	Hydraenidae	Octhebius sp.	0	0	0,25	0	0	0,5	0	0	0	0	0	0	0
Coleoptera	Elmidae	Stenelmis sp.	0	0	0	0	0,5	1,5	0,75	12	16,25	25,75	17,75	0,75	0
Megaloptera	Sialidae	Sialis sp.	0	1,5	1,75	0	0	0,75	0,5	0	1,5	0,5	0,5	0	0
Planipennia	Osmylidae	Osmylidae indet.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,25
Diptera	Anthomyiidae	Anthomyiidae indet.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5
Diptera	Athericidae	Athericidae indet.	0	0	0,25	0,25	0	0	0	0	0	8,5	5,5	0	0,5
Diptera	Athericidae	Atherix sp.	9,75	5	5,5	3,25	24,25	9,25	5,25	21,5	21,75	12,25	0,25	0,25	0
Diptera	Athericidae	Atrichops crassipes	0	9	7	0,75	4,25	1,5	0,25	0	0	0	0	0	0
Diptera	Ceratopogonidae	Ceratopogonidae indet.	0	0,75	2,5	1,25	1,25	2	0,25	0,5	0,75	0,5	0,75	0	0,25

IV. Alto Bacino Fiume Tevere: Lista Faunistica

			Stazioni																										
Gruppo Zoologico	Famiglia	Taxa	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25		
Nematomorpha	Gordiidae	Gordiidae indet.	0	0	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0	0	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Turbellaria	Dugesidae	Dugesia sp.	0	0	0	0	0	0	15	0	27	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Gastropoda	Valvatidae	Valvata sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Gastropoda	Ancylidae	Ancylus fluviatilis	7,5	0	0	0	0	8,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Gastropoda	Bithyniidae	Bithynia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	
Gastropoda	Hydrobiidae	Bythinella sp.	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Gastropoda	Lymnaeidae	Lymnaea sp.	0	0	0	0,5	0	3,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Gastropoda	Physidae	Physa sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Gastropoda	Planorbidae	Planorbarius corneus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0	0	
Bivalvia	Pisiidae	Pisidium sp.	0	0	0	0	0	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Oligochaeta	Haplotaxidae	Haplotaxis gordioides	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	
Oligochaeta	Lumbricidae	Lumbricidae indet.	0	1,5	0	1,5	1	0	0,5	0,5	0,5	1	1,5	2,5	1,5	1	0,5	0,5	0	0,5	1	0,5	3	0	0	1,5	0,5	0,5	
Oligochaeta	Lumbricidae	Lumbricidae indet.	0	0	0	3	0	0	1	0,5	10	0	17,5	1	0,5	0	0	1	1,5	0	1	0	1	1,5	0	1	1,5	0,5	1
Oligochaeta	Tubificidae	Tubificidae indet.	0	25	0	0	0	16	0,5	0	2,5	0	0,5	0	1	19,5	0	0	0	0,5	0,5	0	0,5	3	0,5	0	0,5	0,5	
Hirudinea	Erpobdellidae	Dina lineata	3,5	1,5	0	0	0	3	0	0	0	0,5	0	0	1,5	1,5	0	1	0	2	0,5	0,5	0	0	0	0	0	0	
Hirudinea	Glossiphoniidae	Helobdella stagnalis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Hirudinea	Erpobdellidae	Trocheta sp.	5	3	0,5	0	0	0	0,5	0	0,5	0,5	0	0,5	1	13,5	0	0	0	0	0	3	0	1,5	0	1	0	0	
Crustacea	Gammaridae	Gammaridae indet.	0	2	0	0,5	0	0	0	3	0	1	0,5	0	1	0	1	0	0	0	0,5	0	0	0	0	0	0	3	
Crustacea	Asellidae	Asellidae indet.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Ephemeroptera	Heptageniidae	Rhithrogena sp.	0	0	1,5	17	13,5	3,5	3,5	0	4	5,5	0,5	0	1,5	0	2,5	3	0	0,5	1,5	0,5	1,5	0,5	0	0,5	2,5	0,5	
Ephemeroptera	Siphonuridae	Siphonurus sp.	11	8	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Ephemeroptera	Ephemerellidae	Torleya major	0	0	0	1	0	0	9	0	1	0	10	2,5	0	0	0	0,5	0	1	0	0	4	0	0	0	0	7	
Ephemeroptera	Baetidae	Baetis sp.	8	29	10,5	8,5	9	11,5	28,5	10,5	2,5	70,5	7,5	7	14	65,5	11	8	3,5	0,5	13	4,5	4	1,5	1,5	5	8,5	8,5	
Ephemeroptera	Caenidae	Caenis sp.	0	85	20	16	44	2,5	1,5	12	0,5	0	1	0	0	0	0,5	3	2	5	0	2	0	3	8	0	1	1	
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	Choroterpes picteti	0	0	0	0	0	0	0	0	2,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0	
Ephemeroptera	Heptageniidae	Ecdnyonurus sp.	0,5	25,5	34	11,5	19,5	8	23	9	23	38	8,5	24	19	23,5	38	45,5	19,5	12	18,5	1	26,5	13,5	1,5	31,5	39	39	
Ephemeroptera	Heptageniidae	Epeorus sp.	0	0	1	5	2,5	5,5	4	6,5	4	2,5	2	0	3,5	0	1	0	0	1,5	0	0	12	0,5	0	2	26,5	0	
Ephemeroptera	Ephemeridae	Ephemerida sp.	0	6	0	0	0	4	2	1	1,5	4	22,5	3,5	6	0	2	0,5	6	1	3,5	1	2,5	2	0,5	2,5	7	7	
Ephemeroptera	Ephemerellidae	Serratella ignita	0,5	3,5	52	31,5	5	16,5	48	16,5	17,5	16	18	9,5	20	0	6	10,5	0,5	12	1	1,5	44	4	1,5	8,5	5	5	
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	Habroleptoides sp.	0	49	1	3,5	2	12,5	8	9,5	9	3	0,5	4	9,5	0,5	2,5	2,5	8	5,5	11	2,5	12,5	5	2	0	30		
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	Habrophlebia sp.	2	0	1,5	97,5	50,5	47,5	40,5	3,5	18	10	11	4,5	45	0	4,5	29	10	15,5	11	5	2,5	3,5	41	42,5	24,5	24,5	
Ephemeroptera	Heptageniidae	Heptagenia sp.	0	0	0	0	0,5	0	0	0	0	0	1	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Odonata	Calopterygidae	Calopteryx sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	
Odonata	Gomphidae	Onychogomphus sp.	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Odonata	Platycnemidae	Platycnemis pennipes	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Odonata	Cordulegasteridae	Cordulegaster sp.	0	0	0	0	0	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0	0	0	0	0	
Plecoptera	Capniidae	Capnia sp.	0	0	0	1	6,5	0	0	0	0	3,5	0	0	0	0	0,5	0	0	0	0	2	0	0,5	0	0	0	0	
Plecoptera	Perlodidae	Isoperla sp.	4	1,5	1,5	0	0	0	0	1	4,5	3	1,5	3	2,5	4,5	0	0	0	0,5	1	0	0	0,5	0,5	0	5	5	
Plecoptera	Leuctridae	Leuctra sp.	15,5	21,5	67	67,5	46	30,5	73,5	91	30	61	23	7,5	87,5	12	30	126,5	14	40	25,5	37,5	75,5	60	16,5	81	52		
Plecoptera	Nemouridae	Nemoura sp.	0	28	2,5	10	2,5	5	4	29	7	15	2,5	4	2,5	8	0	5,5	3	0,5	3	5	6,5	4	32,5	13	28,5		
Plecoptera	Perlidae	Perla marginata	0	0	0	2	1	0	1	0	5	2,5	0	0,5	1	0	0,5	0	1	4	0,5	0,5	0	0,5	0	2,5	0	0	

IV. Alto Bacino Fiume Tevere: Lista Faunistica

Continua

			Stazioni																									
Gruppo Zoologico	Famiglia	Taxa	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	
Plecoptera	Nemouridae	Protonemoura sp.	2	0	0	0,5	0	1	6,5	7	8	13	2	3	60	62	2,5	2	2	0,5	3,5	1	48,5	0,5	0,5	29	48	
Plecoptera	Nemouridae	Amphinemura sp.	0	0,5	0	0,5	0,5	0	0	2,5	1	0	2,5	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	2	0	6	
Plecoptera	Chloroperlidae	Chloroperla sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0	0	0	0	0	0	0	
Plecoptera	Perlidae	Dinocras cephalotes (Curtis)	0	0	0	0,5	0,5	0	0	0	5,5	3	0,5	2	2,5	0	0	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Plecoptera	Chloroperlidae	Siphonoperla sp.	0	0	0	0	0,5	0	0	0	0	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Heteroptera	Hydrometridae	Hydrometra sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Heteroptera	Veliidae	Velia sp.	2,5	4	0	0	0,5	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	4	0	0	0	0	
Heteroptera	Gerridae	Gerris sp.	0	3	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0	0	0	0	6,5	1	2,5	0	0	
Heteroptera	Nepidae	Nepa sp.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Heteroptera	Notonectidae	Notonecta sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
Coleoptera	Gyrinidae	Gyrinidae indet.	0	0	1	1	1,5	0	0	0	0	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0	0,5	0	0	
Coleoptera	Dryopidae	Dryopidae indet.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0	0	1,5	0	0	0,5	0	
Coleoptera	Dytiscidae	Dytiscidae indet.	0,5	0,5	0,5	0	0	1	0	0	0	0	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0	0	0	0,5	0	0	
Coleoptera	Elmidae	Elmidae indet.	0	0,5	1	0,5	8	2,5	2,5	2	18	5	18	3	5	1,5	0	2,5	2	1,5	0,5	2	72	1	3,5	8	3,5	
Coleoptera	Helodidae	Helodidae indet.	2,5	0	0	0	0	0	0,5	4,5	14	16,5	0	4	3,5	2,5	5,5	0	3	8,5	7	3,5	5	0	0,5	54	23,5	
Coleoptera	Helophoridae	Helophoridae indet.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	
Coleoptera	Hydraenidae	Hydraenidae indet.	1	9,5	1	0,5	2,5	2	4	11	7	7	2	1,5	7,5	9,5	1	2,5	2	1,5	4,5	2,5	4,5	2,5	6,5	8,5	15,5	
Coleoptera	Hydrophilidae	Hydrophilidae indet.	0	1	0,5	0	0	1,5	0	1	0	0,5	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	
Megaloptera	Sialidae	Sialis sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0	0	0	0	0	0	0,5	0	0	0	0	0	0,5	0	0	
Planipennia	Osmyidae	Osmyidae indet.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0	0	
Diptera	Athericidae	Athericidae indet.	0	2	1	0	1	0,5	3,5	2,5	13	9,5	1	4	3,5	1,5	3,5	1,5	4,5	2	11	3,5	11	2,5	3,5	27	20	
Diptera	Ceratopogonidae	Ceratopogonidae indet.	0	0,5	0	7	0,5	5	0	0	1,5	0	0	1,5	0,5	0,5	0	0	0	0,5	0	0,5	0,5	0,5	1,5	0,5	0	
Diptera	Chironomidae	Chironomidae indet.	1,5	82,5	8,5	77	36,5	17	35,5	6	9,5	4,5	31	7,5	10	51,5	6,5	5,5	4	8	10,5	2,5	47	8	41,5	16,5	17	
Diptera	Dixidae	Dixidae indet.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0,5	0	0	0	0	0	0	0,5	0
Diptera	Dolichopodidae	Dolichopodidae indet.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Diptera	Empididae	Empididae indet.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0	
Diptera	Limoniidae	Limoniidae indet.	2,5	0,5	13	17,5	3,5	1	2	2,5	3	6,5	4	0,5	0	10	3	8,5	1,5	1,5	5	4	0	6	0	2,5	1,5	
Diptera	Psychodidae	Psychodidae indet.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Diptera	Sciomyzidae	Sciomyzidae indet.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0	0	0	0	
Diptera	Simuliidae	Simuliidae indet.	6,5	0	0	0,5	2,5	10,5	2,5	3	1	3	2,5	0,5	1	5	0	31,5	0,5	0	0	1	3	0	7,5	0,5	1,5	
Diptera	Stratiomyidae	Stratiomyidae indet.	1	0	0	0	0	0	0	1,5	0	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0,5	0	0,5	1	3,5	0,5	0	
Diptera	Tabanidae	Tabanidae indet.	0,5	2	0,5	1	0	1	0,5	0	0	0,5	1	0	0	0	0	0,5	0	0	0	0,5	0	0	0	0	0	
Diptera	Tipulidae	Tipulidae indet.	0,5	0,5	1	0	0	2	0	0	0	0,5	0	1	0	0,5	0	0	0,5	0,5	0	0	0	0	0	0	0	
Trichoptera	Beraeidae	Beraeidae indet.	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0	0,5	1	0,5	0,5	0,5	2	1,5	0,5	
Trichoptera	Glossosomatidae	Glossosomatidae indet.	0	0	0	1	0	0	0	0	0,5	0	0	0	1	126	1,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Trichoptera	Hydropsychidae	Hydropsychidae indet.	0	126	20	39	83,5	17	64	14	43	66	56	34,5	46,5	0	20	18	18,5	8	8,5	50	33,5	5,5	9	42,5	39	
Trichoptera	Lepidostomatidae	Lepidostomatidae indet.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0	0	0	0	0	0	
Trichoptera	Leptoceridae	Leptoceridae indet.	0	0	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
Trichoptera	Limnephilidae	Limnephilidae indet.	27,5	86,5	7,5	3,5	0,5	41	20	48,5	78,5	79	12	18,5	17	11	0,5	4	12	14,5	13,5	21	12	19,5	1,5	23	21	
Trichoptera	Odontoceridae	Odontocerum albicorne	0	2	0	3	0	0,5	11	3	9	5	1	1,5	7,5	5,5	4	0,5	1	13,5	1,5	5	1,5	0	0	1,5	2	
Trichoptera	Philopotamidae	Philopotamidae indet.	1	0	14	0,5	5	4	7,5	8	0,5	2,5	1,5	4	1	0	6,5	2,5	1	0	0,5	4,5	19,5	1	24	2	8	
Trichoptera	Polycentropodidae	Polycentropodidae indet.	3,5	0,5	0	12	4	0	4,5	11,5	3	4	3	0	0	0,5	3	0,5	2,5	0	1,5	0	9,5	5	11,5	0,5	0,5	
Trichoptera	Psychomyiidae	Psychomyiidae indet.	0	0	0	0	0	0	0	1	0	10	0,5	2	0	0	1	0	0	0	0	0	8,5	0,5	21,5	0,5	0	
Trichoptera	Rhyacophilidae	Rhyacophilidae indet.	6	4	7	5,5	7	4	15,5	4	0,5	10,5	9,5	1	5,5	4,5	8	23,5	1,5	1	3,5	9	5,5	9	9	3	0,5	
Trichoptera	Sericostomatidae	Sericostoma sp.	0	1,5	0	0,5	0	1,5	1	3	10	0	5,5	1,5	0	1	0,5	0	0,5	0	0	0	4	0	0	0,5	2,5	

VI. Taxa e relative Modalità dei Tratti Ecologici

Taxa	Modalità ecologiche																							
	I1	I2	I3	I4	I5	I6	I7	I8	I9	m1	m2	m3	m4	n1	n2	n3	o1	o2	o3	p1	p2	p3	p4	p5
<i>Acentrella sinaica</i>	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	3	0	0	0	0	3	1	3	1	0	0
<i>Acilius sp.</i>	0	0	0	0	3	0	0	3	3	3	0	0	0	1	3	0	0	3	0	0	1	2	0	0
<i>Agapetus sp.</i>	5	2	1	0	1	0	0	1	0	0	2	2	1	3	1	0	1	0	3	2	3	3	0	0
<i>Allogamus sp.</i>	3	2	0	0	0	0	0	3	1	0	3	2	2	2	1	0	1	0	2	2	3	2	1	0
<i>Amphinemura sp.</i>	3	0	0	0	4	0	0	2	0	0	1	2	1	3	0	0	3	0	0	1	3	1	0	0
<i>Anacaena sp.</i>	0	0	0	0	3	3	0	3	3	3	0	0	0	2	2	3	0	0	3	0	0	1	2	0
<i>Ancylus fluviatilis</i>	5	4	0	0	2	2	1	0	0	1	1	3	2	2	1	0	0	0	3	1	2	2	2	0
<i>Anthomyidae indet.</i>	3	1	1	0	5	2	0	4	1	2	2	2	1	0	1	3	1	1	3	0	1	1	3	0
<i>Aphelocheirus aestivalis</i>	5	3	1	1	3	0	1	1	0	0	2	3	2	3	0	0	0	0	3	0	1	2	0	0
<i>Asellidae indet.</i>	1	3	1	0	5	3	2	3	1	3	3	1	0	1	3	2	0	0	3	0	0	2	3	1
<i>Asellus aquaticus</i>	1	1	1	0	5	3	2	3	1	3	3	0	0	1	3	2	0	0	3	0	0	2	3	1
<i>Athericidae indet.</i>	4	2	4	2	4	0	1	1	2	1	3	3	0	3	2	0	0	0	3	1	2	3	1	0
<i>Atherix sp.</i>	4	2	0	0	4	0	1	1	1	0	2	3	0	3	2	0	0	0	3	1	2	3	1	0
<i>Atrichops crassipes</i>	0	1	4	2	0	0	0	0	2	1	3	0	0	2	1	0	0	0	0	0	1	3	0	0
<i>Baetis rhodani</i>	4	2	1	0	5	0	3	1	0	0	2	3	2	3	3	3	0	0	3	1	2	3	1	0
<i>Baetis sp.</i>	4	2	1	0	5	0	3	1	0	0	2	3	2	3	3	3	0	0	3	1	2	3	1	0
<i>Beraeidae indet.</i>	3	2	2	0	3	0	4	4	0	1	3	1	0	3	2	2	3	0	3	3	3	1	1	0
<i>Bithynia sp.</i>	4	1	1	2	5	3	0	0	3	3	2	0	0	0	3	2	0	0	3	0	0	3	2	0
<i>Bithynia tentaculata</i>	4	1	1	2	5	3	0	0	3	3	2	0	0	0	3	2	0	0	3	0	0	3	2	0
<i>Brachyptera risi</i>	4	0	0	1	0	0	2	2	0	0	0	3	2	3	1	1	1	0	3	1	3	3	0	0
<i>Brachyptera sp.</i>	4	0	0	1	0	0	2	2	0	0	0	3	2	3	1	1	0	3	1	3	3	0	0	
<i>Branchiura sp.</i>	0	1	2	3	0	0	1	1	3	2	2	2	0	0	2	2	0	2	1	0	0	3	2	0
<i>Bythinella sp.</i>	4	0	0	0	4	0	0	0	2	0	1	2	1	3	0	0	3	0	0	3	1	0	0	0
<i>Caenis gr. macrura</i>	2	2	3	3	4	0	2	3	5	3	3	1	0	1	3	2	0	1	3	0	1	3	1	0
<i>Caenis sp.</i>	2	2	3	3	4	0	2	3	5	3	3	1	0	1	3	2	0	1	3	0	1	3	1	0
<i>Calopteryx sp.</i>	2	3	1	1	4	0	4	4	1	1	2	2	1	2	3	1	0	0	3	0	1	3	2	0
<i>Capnia sp.</i>	3	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	2	1	2	2	1	1	1	2	1	3	2	0	0
<i>Catagapetus sp.</i>	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	3	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ceratopogonidae indet.</i>	2	3	4	1	3	3	3	1	4	3	1	1	0	2	2	2	0	0	3	0	2	2	2	1
<i>Chaetopteryx sp.</i>	3	2	0	0	0	1	1	0	0	0	2	3	3	1	1	0	1	0	1	3	3	2	0	0
<i>Cheumatopsyche lepida</i>	4	3	0	0	1	0	0	0	0	0	1	3	3	0	3	2	0	0	3	0	0	2	1	0
<i>Chironomidae indet.</i>	5	3	3	2	5	2	3	2	4	3	3	2	2	2	3	3	3	2	3	2	3	3	3	3
<i>Chloroperla sp.</i>	2	3	0	1	2	0	1	3	0	0	2	2	1	3	1	0	2	0	2	1	3	2	0	0
<i>Choroterpes picteti</i>	2	0	2	2	2	0	2	1	0	1	3	0	0	1	1	2	0	0	3	0	0	2	1	0
<i>Clinocerinae indet.</i>	4	3	1	0	3	0	1	1	0	0	0	1	2	1	3	1	1	0	2	1	1	3	1	0
<i>Cordulegaster sp.</i>	1	3	3	2	0	0	0	2	3	0	2	2	1	3	0	0	1	0	3	1	3	3	0	0
<i>Crunoecia sp.</i>	4	0	2	0	3	0	3	4	0	1	2	1	0	3	2	0	2	0	0	3	1	0	0	0
<i>Dendrocoelum sp.</i>	4	0	0	0	0	0	0	2	0	2	3	2	0	0	2	3	0	0	3	0	0	2	1	0

Continua

Continua

Taxa	Modalità ecologiche																							
	I1	I2	I3	I4	I5	I6	I7	I8	I9	m1	m2	m3	m4	n1	n2	n3	o1	o2	o3	p1	p2	p3	p4	p5
Diamesinae indet.	5	3	2	1	4	2	0	2	1	2	3	2	2	2	2	1	3	0	3	2	3	3	1	0
Dina lineata	1	0	0	0	3	0	0	2	2	3	1	1	0	0	3	0	0	0	3	0	0	3	3	0
Dinocras cephalotes (Curtis)	4	1	1	0	2	0	0	0	1	0	1	3	3	3	0	0	1	0	2	1	3	0	0	0
Dixa sp.	4	0	0	0	3	0	1	3	0	0	1	3	1	3	0	0	3	0	0	0	3	0	0	0
Dixidae indet.	4	0	0	0	3	0	2	3	0	3	1	3	1	3	3	1	3	1	3	0	3	1	1	0
Dolichopodidae indet.	2	1	3	1	3	0	2	2	4	2	3	1	0	1	1	1	0	0	3	0	1	3	1	0
Drusus sp.	4	1	0	0	2	0	0	2	1	0	1	2	3	3	0	0	2	0	1	2	3	1	0	0
Dryopidae indet.	1	3	1	0	1	1	3	3	2	3	1	2	1	1	3	3	0	0	3	0	3	3	0	0
Dryops sp.	1	1	0	0	1	1	3	3	2	3	1	1	0	0	2	3	0	0	3	0	0	3	0	0
Dugesia sp.	4	0	0	0	2	0	0	2	1	3	3	1	0	1	2	2	1	2	2	1	2	3	1	0
Dytiscidae indet.	1	3	3	1	4	0	0	3	3	3	3	1	0	3	3	3	3	1	3	1	3	3	3	1
Ecdnyonurus sp.	4	1	1	1	0	0	1	0	0	1	2	3	2	2	3	0	1	1	3	1	3	3	1	0
Echinogammarus sp.	5	3	1	1	5	2	4	4	0	0	2	0	0	2	2	0	0	1	0	0	2	2	0	0
Eiseniella tetraedra	3	3	1	1	4	0	2	2	2	1	3	2	2	2	1	1	0	0	3	0	1	3	1	0
Elmidae indet.	3	3	3	2	3	0	3	0	0	0	3	3	3	3	3	0	1	0	3	1	3	3	1	0
Elmis sp.	3	3	1	0	3	0	0	0	0	0	3	3	3	3	2	0	1	0	3	1	3	2	0	0
Empididae indet.	4	3	1	1	4	0	3	1	2	0	1	1	2	1	3	1	1	0	3	1	1	3	1	0
Epeorus sp.	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3	3	1	0	1	0	1	2	3	1	0	0
Ephemera sp.	0	4	5	1	1	0	1	1	3	1	3	2	0	1	2	1	0	0	3	1	1	3	1	0
Esolus sp.	1	3	3	1	2	0	0	0	0	0	3	2	1	3	2	0	1	0	3	1	3	3	0	0
Gammaridae indet.	5	3	3	5	5	2	4	4	0	3	2	3	1	3	3	0	3	1	3	3	2	3	2	0
Gerris sp.	0	0	0	0	5	0	0	0	0	3	3	1	1	2	2	3	0	0	3	0	1	2	2	0
Glossiphonia complanata	4	3	0	0	3	0	0	1	0	2	2	2	1	0	3	1	0	0	3	0	1	3	2	0
Glossiphonia sp.	4	3	0	0	3	0	0	1	0	2	2	2	1	0	3	1	0	0	3	0	1	3	2	0
Glossosomatidae indet.	0	0	0	0	3	0	0	0	1	0	3	2	1	3	0	0	2	0	0	3	1	0	0	0
Glyptotaelius sp.	0	0	0	0	3	0	0	5	0	2	3	0	0	2	3	1	0	0	3	0	1	2	2	0
Gomphus vulgatissimus	2	0	2	4	0	0	0	0	2	1	2	3	0	3	2	1	0	0	3	0	1	3	2	0
Gordidae indet.	2	2	2	0	2	0	0	0	0	1	1	1	0	3	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
Gyrinidae indet.	2	2	1	0	5	0	1	1	1	3	2	2	1	1	3	3	0	0	3	0	1	3	1	0
Gyrinus sp.	0	0	0	0	4	0	0	1	1	3	1	0	0	0	3	3	0	0	3	0	1	3	1	0
Habroleptoides sp.	3	2	1	0	0	0	2	1	1	1	2	2	0	3	1	0	0	0	3	1	3	2	0	0
Habrophlebia eldae	0	0	1	1	2	0	2	3	1	0	3	0	0	1	3	0	0	0	3	0	2	2	1	0
Habrophlebia sp.	0	0	1	1	2	0	2	3	1	0	3	0	0	1	3	0	0	0	3	0	2	2	1	0
Haemopsis sanguisuga	4	0	0	0	2	0	0	0	0	3	3	2	0	1	3	1	0	0	3	0	0	2	2	0
Halesus appenninus	4	1	1	1	1	1	0	4	1	1	3	2	2	2	1	0	1	0	3	1	3	3	0	0
Halesus sp.	4	1	1	1	1	1	0	4	1	1	3	2	2	2	1	0	1	0	3	1	3	3	0	0
Haliphus sp.	1	1	1	3	3	0	0	0	2	3	2	1	0	1	3	3	0	0	3	0	1	3	1	0

VI. Taxa e relative Modalità dei Tratti Ecologici

Continua

Taxa	Modalità ecologiche																							
	i1	i2	i3	i4	i5	i6	i7	i8	i9	m1	m2	m3	m4	n1	n2	n3	o1	o2	o3	p1	p2	p3	p4	p5
Haplotaxis gordioides	1	2	1	1	1	0	0	0	2	1	2	2	0	3	0	0	2	0	0	2	2	0	0	0
Helichus substriatus	1	3	1	0	1	0	3	0	0	0	1	2	1	1	3	0	0	0	3	0	3	3	0	0
Helobdella stagnalis	2	0	0	0	5	0	0	3	0	2	3	1	0	0	2	3	0	0	3	0	0	1	2	0
Helodidae indet.	2	3	1	0	3	1	0	3	3	3	1	2	1	1	3	3	0	0	3	0	0	0	0	0
Helophoridae indet.	0	0	0	0	1	3	0	3	3	3	1	0	0	1	1	3	0	0	3	0	1	3	3	0
Heptagenia sp.	5	2	1	0	1	0	1	1	0	0	2	3	2	0	3	1	0	0	3	0	1	3	1	0
Hexatomini indet.	1	2	3	3	1	0	0	3	3	1	2	1	0	1	1	0	0	2	0	0	0	0	0	0
Holocentropus sp.	3	1	1	0	3	0	1	2	1	3	3	0	0	2	2	1	0	0	3	0	0	3	3	0
Hydraena sp.	3	1	1	0	2	1	0	0	0	1	2	3	2	2	3	1	1	0	3	0	1	3	2	0
Hydraenidae indet.	3	2	1	0	2	2	0	2	2	3	2	3	2	2	3	3	1	0	3	0	3	3	2	0
Hydrobiidae indet.	4	2	2	3	4	3	2	1	4	3	3	3	1	3	2	3	3	1	3	3	2	3	2	1
Hydrochus sp.	0	0	0	0	2	3	0	3	3	3	0	0	0	0	0	3	0	0	3	0	0	2	3	1
Hydrometra sp.	3	0	0	0	4	1	1	0	0	3	3	0	0	1	3	1	0	0	3	0	0	2	3	0
Hydrophilidae indet.	0	0	0	1	3	3	0	3	3	3	1	0	0	2	2	3	0	0	3	0	1	3	3	1
Hydrophilus sp.	0	0	0	0	3	3	0	3	3	3	0	0	0	0	0	3	0	0	3	0	0	1	3	0
Hydropsyche klefbecki	5	2	1	0	3	0	4	0	0	0	1	3	1	1	3	2	1	1	3	1	2	3	2	0
Hydropsyche modesta	5	2	1	0	3	0	4	0	0	0	1	3	1	1	3	2	1	1	3	1	2	3	2	0
Hydropsyche pellucidula	5	2	1	0	3	0	4	0	0	0	1	3	1	1	3	2	1	1	3	1	2	3	2	0
Hydropsyche sp.	5	2	1	0	3	0	4	0	0	0	1	3	1	1	3	2	1	1	3	1	2	3	2	0
Hydropsyche tenuis	5	2	1	0	3	0	4	0	0	0	1	3	1	1	3	2	1	1	3	1	2	3	2	0
Hydropsychidae indet.	5	3	1	0	3	0	4	0	0	0	1	3	3	3	3	2	3	1	3	1	2	3	2	0
Hydroptila angulata	2	2	1	0	5	2	1	1	1	1	3	2	0	2	3	1	1	0	0	0	1	3	2	0
Hydroptila sp.	2	2	1	0	5	2	1	1	1	1	3	2	0	2	3	1	1	0	0	0	1	3	2	0
Isoperla sp.	3	2	2	0	3	0	1	2	0	0	1	3	2	3	2	0	2	0	1	2	3	1	0	0
Laccobius sp.	0	0	0	1	3	0	3	3	3	3	1	0	0	0	1	3	0	0	3	0	1	3	3	1
Lasiocephala sp.	1	1	3	0	0	2	1	0	1	0	1	1	3	0	3	1	0	0	1	0	1	2	0	0
Lepidostoma sp.	2	1	1	0	3	0	2	0	0	1	3	1	1	3	2	0	0	0	1	0	1	2	0	0
Lepidostomatidae indet.	2	1	3	0	3	0	2	1	0	1	3	3	1	3	2	0	0	0	1	0	1	2	0	0
Leptoceridae indet.	4	2	3	1	5	1	3	1	2	3	3	2	1	3	3	3	1	1	3	2	3	3	3	0
Leuctra sp.	4	3	2	2	4	0	4	2	0	1	2	2	2	3	1	0	2	0	3	2	3	2	0	0
Limnebius sp.	2	2	1	0	2	2	0	0	0	1	2	2	1	1	3	1	0	0	3	0	3	1	0	0
Limnephilidae indet.	4	2	2	1	5	2	3	5	2	3	3	3	3	3	3	1	3	0	3	3	3	3	2	0
Limnephilus flavicornis	1	1	2	0	2	1	3	3	1	3	3	1	0	0	1	1	0	0	2	2	2	3	1	0
Limnius sp.	2	3	3	1	3	0	0	0	0	0	3	3	2	3	2	0	1	0	3	0	3	3	0	0
Limnophora sp.	3	1	1	0	5	2	0	4	1	2	2	2	1	0	1	3	1	1	3	0	1	1	3	0
Limoniidae indet.	4	3	4	3	3	0	2	3	3	1	2	2	2	1	3	0	1	1	2	0	1	3	2	0
Limoniini indet.	4	2	2	1	3	0	1	3	1	1	1	2	2	1	3	0	1	2	0	1	1	3	2	0
Lispe sp.	3	1	1	0	5	2	0	4	1	2	2	2	1	0	1	3	1	1	3	0	1	1	3	0
Lumbricidae indet.	3	3	1	1	4	0	2	2	2	3	3	2	2	2	1	1	3	0	3	0	1	3	1	0

VI. Taxa e relative Modalità dei Tratti Ecologici

Continua

Taxa	Modalità ecologiche																							
	I1	I2	I3	I4	I5	I6	I7	I8	I9	m1	m2	m3	m4	n1	n2	n3	o1	o2	o3	p1	p2	p3	p4	p5
Lumbriculidae indet.	3	5	2	2	2	1	1	2	2	2	2	3	3	3	3	2	1	0	3	0	3	3	3	2
Lymnaea sp.	1	2	1	1	5	1	0	2	3	3	3	1	0	1	3	2	0	2	3	0	1	3	0	0
Lype sp.	4	0	0	0	0	0	3	0	0	1	3	1	0	0	2	2	0	0	3	0	1	3	1	0
Melampophylax sp.	4	2	0	0	0	0	0	3	2	3	3	2	2	0	0	0	3	0	0	2	3	1	0	0
Mermithidae indet.	2	0	0	0	3	0	0	0	2	1	1	1	0	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0
Mesovelgia sp.	2	0	0	0	4	0	1	0	1	3	1	0	0	1	2	1	0	0	3	0	1	2	1	0
Micrasema morosum	4	1	0	0	4	0	0	1	0	0	1	3	2	3	1	0	3	0	3	1	3	2	0	0
Micrasema sp.	4	1	0	0	4	0	0	1	0	0	1	3	2	3	1	0	3	0	3	1	3	2	0	0
Micronecta sp.	4	2	2	1	4	0	0	2	3	2	1	1	0	3	2	1	0	0	3	0	2	2	1	0
Micropterna sp.	3	2	2	0	0	0	1	1	0	0	2	3	3	1	1	0	1	0	1	3	3	2	0	0
Nemoura sp.	2	0	0	1	5	0	1	3	0	1	1	2	2	2	3	1	2	0	1	1	2	1	0	0
Nepa sp.	2	0	0	0	3	0	0	3	3	3	2	0	0	1	3	1	0	0	3	0	0	3	1	0
Niphargus sp.	1	1	3	5	0	0	0	0	0	3	1	0	0	2	0	0	3	0	1	3	1	1	0	0
Notonecta sp.	1	0	0	0	2	0	0	1	1	3	1	0	0	1	3	0	1	0	3	0	1	3	0	0
Ochthebius sp.	0	1	0	0	2	2	0	2	2	3	1	0	0	0	1	3	0	0	3	0	0	0	0	0
Odontocerum albicorne	2	1	3	4	2	0	0	2	0	0	0	3	1	3	0	0	2	0	0	0	3	1	0	0
Onychogomphus sp.	2	2	3	0	1	0	0	0	1	1	2	2	0	2	3	0	1	0	3	0	2	3	1	0
Onychogomphus forcipatus unguiculatus	2	2	3	0	1	0	0	0	1	1	2	2	0	2	3	0	1	0	3	0	2	3	1	0
Orthetrum sp.	2	2	1	0	2	0	2	0	2	3	2	1	0	0	1	2	0	0	3	0	1	3	1	0
Orthoclaudiinae indet.	5	3	2	1	4	2	0	2	1	2	3	2	2	2	2	1	3	0	3	2	3	3	1	0
Osmyliidae indet.	3	0	0	0	3	0	0	2	2	1	1	0	3	0	0	1	0	0	3	0	0	0	0	0
Paraleptophlebia submarginata	2	2	1	0	2	0	2	2	0	0	1	3	0	2	2	1	0	0	3	0	3	2	1	0
Pediciini indet.	2	3	3	2	1	0	1	3	2	1	2	1	1	1	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0
Perla marginata	4	3	1	0	1	0	2	0	0	0	0	1	3	3	0	0	1	1	3	1	2	1	0	0
Philopotamidae indet.	5	1	0	0	3	0	0	2	1	0	3	3	3	3	1	0	3	0	2	2	3	1	0	0
Philopotamus sp.	3	1	0	0	1	0	0	0	1	0	0	1	3	3	1	0	1	0	2	1	2	1	0	0
Physa acuta	3	1	0	1	5	1	0	1	2	3	1	0	0	1	2	2	0	2	3	0	1	3	2	0
Physa sp.	3	1	0	1	5	1	0	1	2	3	1	0	0	1	2	2	0	2	3	0	1	3	2	0
Piscicola geometra	3	1	0	0	5	0	0	1	0	0	3	3	2	0	3	1	0	0	3	0	0	3	1	0
Pisidium sp.	1	1	4	4	3	0	1	3	4	2	2	1	0	3	1	1	1	0	3	0	3	2	1	0
Planorbarius corneus	3	1	0	0	4	1	0	0	3	3	1	0	0	0	2	3	0	1	3	0	1	2	2	0
Platynemis pennipes	0	0	0	1	2	0	2	1	5	2	3	1	0	1	2	0	0	0	3	0	1	3	2	0
Plectrocnemia sp.	4	1	1	0	3	0	1	1	1	2	3	0	0	3	1	0	1	0	3	2	2	1	0	0
Polycelis sp.	3	0	0	0	3	0	3	2	0	2	3	2	0	1	2	1	1	2	2	0	2	2	0	0
Polycentropodidae indet.	4	1	1	0	5	2	2	3	1	3	3	2	1	3	2	2	1	0	3	2	3	3	3	0
Polycentropus flavomaculatus	4	1	1	0	3	0	2	0	1	2	3	2	0	2	2	1	0	0	3	1	3	3	1	0
Polycentropus sp.	4	1	1	0	3	0	2	0	1	2	3	2	0	2	2	1	0	0	3	1	3	3	1	0
Potamon fluviatilis	3	0	0	0	3	0	0	2	0	3	2	0	0	3	0	0	3	2	0	0	0	0	0	0
Potamophylax gambaricus spinulifer	1	1	2	0	2	1	3	3	1	3	3	1	0	0	1	1	0	0	2	2	2	3	1	0

VI. Taxa e relative Modalità dei Tratti Ecologici

Continua

Taxa	Modalità ecologiche																							
	I1	I2	I3	I4	I5	I6	I7	I8	I9	m1	m2	m3	m4	n1	n2	n3	o1	o2	o3	p1	p2	p3	p4	p5
<i>Proasellus coxalis</i>	0	3	0	0	4	3	0	0	0	3	2	1	0	1	3	1	0	0	3	0	0	1	3	0
<i>Protonemoura sp.</i>	4	0	1	0	4	0	1	2	0	0	2	2	2	3	0	0	2	0	1	3	3	0	0	0
<i>Psychodidae indet.</i>	4	2	2	1	5	0	3	4	3	2	3	1	1	1	3	3	0	0	3	0	1	2	3	2
<i>Psychomyia pusilla</i>	5	1	1	0	2	0	3	0	0	1	3	2	1	1	3	0	0	0	3	0	1	3	2	0
<i>Psychomyidae indet.</i>	5	2	1	0	2	0	3	1	0	1	3	2	1	1	3	2	0	1	3	1	3	3	2	0
<i>Ptychopteridae indet.</i>	0	0	1	1	1	0	0	5	4	3	3	0	0	0	0	3	0	1	2	0	0	1	3	2
<i>Rhagionidae indet.</i>	3	0	0	0	3	0	0	2	0	1	1	2	1	1	1	1	1	0	3	0	0	0	0	0
<i>Rhithrogena sp.</i>	5	2	1	0	0	0	0	1	0	0	0	2	3	3	1	0	2	0	1	2	3	2	0	0
<i>Rhyacophila dorsalis</i>	5	1	1	0	1	0	2	1	0	0	1	3	2	3	2	0	1	1	3	2	3	2	1	0
<i>Rhyacophila dorsalis subacutidens</i>	5	1	1	0	1	0	2	1	0	0	1	3	2	3	2	0	1	1	3	2	3	2	1	0
<i>Rhyacophila dorsalis acutidens</i>	5	1	1	0	1	0	2	1	0	0	1	3	2	3	2	0	1	1	3	2	3	2	1	0
<i>Rhyacophila rougemonti</i>	5	1	1	0	1	0	2	1	0	0	1	3	2	3	2	0	1	1	3	2	3	2	1	0
<i>Rhyacophila sp.</i>	5	1	1	0	1	0	2	1	0	0	1	3	2	3	2	0	1	1	3	2	3	2	1	0
<i>Rhyacophilidae indet.</i>	5	1	1	0	3	0	2	1	0	0	1	3	3	3	2	0	3	1	3	3	3	2	1	0
<i>Sciomyzidae indet.</i>	0	0	0	0	4	2	0	0	1	3	2	0	0	1	1	1	1	2	3	0	0	0	0	0
<i>Sericostoma sp.</i>	3	2	2	2	2	0	4	5	0	0	3	2	1	3	2	0	0	0	3	1	2	2	0	0
<i>Serratella ignita</i>	3	2	1	1	5	0	4	2	1	0	3	3	1	2	3	0	0	1	2	1	2	3	1	0
<i>Sialis sp.</i>	1	3	3	3	1	0	0	2	2	3	3	2	0	2	3	1	1	0	0	0	0	3	3	0
<i>Silo mediterranea saturniae</i>	5	2	1	0	2	0	0	1	0	0	1	3	2	3	2	1	0	0	3	1	2	3	0	0
<i>Silo sp.</i>	5	2	1	0	2	0	0	1	0	0	1	3	2	3	2	1	0	0	3	1	2	3	0	0
<i>Simuliidae indet.</i>	4	1	0	0	5	0	2	1	0	0	1	2	3	3	3	1	3	2	3	1	3	3	1	0
<i>Simuliini indet.</i>	4	1	0	0	5	0	2	1	0	0	1	2	2	1	3	1	2	2	3	1	2	3	1	0
<i>Siphonurus sp.</i>	0	0	1	1	4	0	0	0	1	3	3	0	0	0	2	2	0	0	3	0	3	3	1	0
<i>Siphonoperla sp.</i>	4	3	3	0	3	0	2	2	0	0	0	2	1	3	0	0	2	0	1	1	2	1	0	0
<i>Stenelmis sp.</i>	3	2	1	0	1	0	2	0	0	0	3	3	1	2	3	0	0	0	3	0	1	1	1	0
<i>Stenophylax sp.</i>	3	2	2	0	0	0	1	1	0	0	2	3	3	1	1	0	1	0	1	3	3	2	0	0
<i>Stratiomyidae indet.</i>	2	0	0	0	4	0	2	3	1	3	2	1	0	2	1	0	1	1	0	0	3	2	0	0
<i>Tabanidae indet.</i>	0	1	3	0	3	0	0	4	4	2	2	1	0	0	2	2	0	1	3	0	2	3	2	0
<i>Tanypodinae indet.</i>	2	1	3	2	3	0	1	1	4	0	1	2	2	1	2	3	2	0	3	1	3	3	2	0
<i>Tanytarsini indet.</i>	3	1	2	1	4	0	2	2	2	2	2	1	2	3	1	1	2	3	1	3	2	1	0	0
<i>Tinodes sp.</i>	4	2	1	0	2	0	2	1	0	1	3	1	1	0	2	2	0	1	1	1	3	2	1	0
<i>Tipulidae indet.</i>	2	2	1	1	4	0	2	4	2	3	2	1	0	3	2	1	1	0	3	2	3	3	1	0
<i>Torleya major</i>	3	1	0	0	1	0	1	0	0	0	2	2	2	1	0	0	0	3	0	3	0	0	0	0
<i>Trocheta sp.</i>	1	1	0	0	1	0	0	0	0	1	2	1	0	0	1	2	0	0	3	0	0	1	2	2
<i>Tubificidae (with capillarysetae) indet.</i>	0	1	2	3	2	0	1	1	5	1	3	1	0	1	2	2	0	1	0	0	0	1	2	2
<i>Tubificidae (without capillary setae) indet.</i>	0	4	4	2	2	2	1	1	5	3	3	1	1	0	2	2	0	1	1	0	0	0	2	3
<i>Tubificidae indet.</i>	0	1	2	3	2	0	1	1	5	1	3	1	0	1	2	2	0	1	0	0	0	1	2	2
<i>Unio elongatulus</i>	2	2	5	4	0	0	0	0	3	2	3	1	1	2	3	2	0	1	3	0	2	3	1	0
<i>Valvata sp.</i>	3	2	1	1	5	2	3	1	4	3	3	0	0	2	3	1	0	0	3	0	1	3	1	0
<i>Velia sp.</i>	3	0	2	0	1	0	0	1	0	1	2	1	0	3	1	1	0	0	3	0	3	1	0	0

VII. Tratti biologici e codici delle relative modalità

TRATTI BIOLOGICI	MODALITA'	CODICE
1 Taglia massima potenziale	≤ 0.25 cm	a1
	$> 0.25 - 0.5$ cm	a2
	$> 0.5 - 1$ cm	a3
	$> 1 - 2$ cm	a4
	$> 2 - 4$ cm	a5
	$> 4 - 8$ cm	a6
	> 8 cm	a7
2 Durata del ciclo biologico	≤ 1 anno	b1
	> 1 anno	b2
3 Numero di cicli riproduttivi per anno	< 1	c1
	$= 1$	c2
	> 1	c3
4 Stadi acquatici	uova	d1
	larva	d2
	ninfa	d3
	adulto	d4
5 Riproduzione	ovoviviparietà	e1
	uova isolate, libere	e2
	uova isolate, cementate	e3
	masse ovigere	
	cementate o fissate	e4
	masse ovigere libere	e5
	masse ovigere nella vegetazione	e6
	masse ovigere terrestri	e7
riproduzione asessuale	e8	
6 Dispersione	acquatica passiva	f1
	acquatica attiva	f2
	aerea passiva	f3
	aerea attiva	f4
7 Forme di resistenza	uova, statoblasti	g1
	bozzoli	g2
	loggette contro la disseccazione	g3
	diapausa o quiescenza	g4
	nessuna	g5
8 Respirazione	tegumento	h1
	branchie	h2
	plastron	h3
	spiracolo	h4
	vescicola idrostatica (respirazione aerea)	h5

Continua

VII. Tratti biologici e codici delle relative modalità

Continua

TRATTI BIOLOGICI	MODALITA'	CODICE
9	Modo di locomozione e relazione al substrato	
	<i>volatore</i>	i1
	<i>nuotatore in superficie</i>	i2
	<i>nuotatore nello spessore d'acqua</i>	i3
	<i>strisciante</i>	i4
	<i>scavatore</i>	i5
	<i>interstiziale</i>	i6
	<i>fissato temporaneamente</i>	i7
	<i>fissato permanentemente</i>	i8
	10	Tipo di nutrimento
<i>microorganismi</i>		j1
<i>detriti < 1mm</i>		j2
<i>piante morte ≥ 1mm</i>		j3
<i>microfite viventi</i>		j4
<i>macrofite viventi</i>		j5
<i>animali morti ≥ 1mm</i>		j6
<i>microinvertebrati viventi</i>		j7
<i>macroinvertebrati viventi</i>		j8
<i>vertebrati</i>		j9
11	Modo di alimentazione	
	<i>assorbenti</i>	k1
	<i>mangiatori di deposito</i>	k2
	<i>tritutori</i>	k3
	<i>raschiatori</i>	k4
	<i>filtratori</i>	k5
	<i>aspiratori</i>	k6
	<i>predatori</i>	k7
<i>parassiti</i>	k8	

VIII. Tratti biologici e codici delle relative modalità

TRATTI ECOLOGICI	MODALITA'	CODICE
1 Substrato	<i>massi/rocce/ciottoli</i>	l1
	<i>ghiaia</i>	l2
	<i>sabbia</i>	l3
	<i>sabbia fine</i>	l4
	<i>macrofite</i>	l5
	<i>microfite</i>	l6
	<i>radici/rami</i>	l7
	<i>detriti organici/lettiera</i>	l8
	<i>fanghiglia/limo</i>	l9
2 Velocità di corrente	<i>nulla</i>	m1
	<i>lenta (< 25 cm/s)</i>	m2
	<i>media (25-50 cm/s)</i>	m3
	<i>alta (> 50 cm/s)</i>	m4
3 Grado di trofia	<i>oligotrofico</i>	n1
	<i>mesotrofico</i>	n2
	<i>eutrofico</i>	n3
4 Temperatura	<i>stenoterme: psicrofile (< 15°C)</i>	o1
	<i>stenoterme: termofile (> 15°C)</i>	o2
	<i>euriterme</i>	o3
5 Saprobietà	<i>xenosaprobiche</i>	p1
	<i>oligosaprobiche</i>	p2
	<i>β-mesosaprobiche</i>	p3
	<i>α-mesosaprobico</i>	p4
	<i>polisaprobiche</i>	p5

Pubblicazioni inerenti il lavoro di tesi

Fabrizi A., Goretti E., Marcucci C., Di Veroli A., Scopetta L., Di Giovanni M.V., Selvaggi R., Cereghino R., 2007. Influence of intensive fish farming on macroinvertebrate community structure in Appenine streams (Italy). *SEFS-5, Symposium for european freshwater sciences*. Palermo, 201: 8-13.

Fabrizi A., Goretti E., Compin A., Céréghino R., 2009. Influence of fish farming on the spatial patterns and biological traits of river invertebrates in an Appenine stream system (Italy). *Submitted to Journal of Limnology*.

Altre pubblicazioni

Fabrizi A., Goretti E., Marcucci C., Di Veroli A., Scopetta L., Di Giovanni M.V., 2005. Impatto dell'attività di trocicoltura sulla comunità a macroinvertebrati dei corsi d'acqua della Valnerina (Umbria). Atti XV Congresso Società Italiana Ecologia (S.it.E.), 1-5.

Fabrizi A., Goretti E., Marcucci C., Di Veroli A., La Porta G., Mearelli M., Di Giovanni M.V., 2005. Componente entomologica di un corso d'acqua appenninico soggetto a continue derivazioni idriche. *Atti XX Congresso Nazionale Italiano di Entomologia*, 92.

Di Veroli A., Goretti E., Marcucci C., Fabrizi A., Di Giovanni M.V., 2005. Malformazioni dell'apparato boccale in larve di Chironomidi (Diptera: Chironomidae) in tre laghi dell'Italia centrale. *Atti XX Congresso Nazionale Italiano di Entomologia*, 91.

Marcucci C., Goretti E., Di Veroli A., Fabrizi A., Di Giovanni M.V., 2005. Indagine sulla presenza di actinospore di Mixozoi parassiti di Oligocheti nel bacino del Fiume Nera (Italia centrale). *Atti 66° Congresso Nazionale Unione Zoologica Italiana (U.Z.I.)*, 45.

Marcucci C., Goretti E., Di Veroli A., Fabrizi A., Di Giovanni M.V., 2004/07. Prima segnalazione di Mixozoi (Phylum Myxozoa) parassiti di oligocheti in biotopi naturali dell'Umbria (Italia Centrale). *Rivista di Idrobiologia*, 43: 67-84.

Marcucci C., Goretti E., Di Veroli A., Fabrizi A., Scopetta L., Di Giovanni M. V., Agnetti F., Ghittino C., 2006. Myxozoa parasites of oligochaetes in river basins with intensive trout farming activities. *XXIV Congresso Nazionale Società Italiana di Parassitologia. Messina*, 289.

Di Veroli A., Goretti E., Marcucci C., Fabrizi A., Scopetta L., Di Giovanni M.V., 2006. Incidence of larvae mouthpart deformities in *Chironomus plumosus* and *Procladius* sp. from Piediluco Lake, Italy. *Atti 16th International Chironomid Symposium, Portugal*, 48.

Marcucci C., Goretti E., Di Veroli A., Fabrizi A., Gagliardini S., Di Giovanni M.V., 2006. Componente ad oligocheti in due laghi dell'Italia centrale: Lago Trasimeno e Lago di Piediluco. 67° Congresso Nazionale dell'Unione Zoologica Italiana, 83-84.

Pivotti I., Goretti E., Marcucci, C. Di Veroli A., Fabrizi A., D'Allestro V., Scopetta L., Coletti A., Di Giovanni M.V., Corallini C., Gaino E., 2006. Siti Natura 2000 dell'Umbria: biodiversità ad invertebrati. *Proceedings XVI Congresso Nazionale Società Italiana di Ecologia*, 1-6.

Marcucci C., Goretti E., Di Veroli A., Fabrizi A., Di Giovanni M.V., 2006. Actinosporeans of Myxozoan parasites of oligochaetes from Nera River basin, Central Italy. *Parassitologia*. In press.

Di Veroli A., Goretti E., Marcucci C., Fabrizi A., Scopetta L., Di Giovanni M.V., 2006. Incidence of larvae mouthpart deformities in *Chironomus plumosus* and *Procladius* sp. from Piediluco Lake, Italy. Proceedings of 16th International Chironomid Symposium, *Boletim do Museu Municipal do Funchal*, University of Madeira. In press.

Di Veroli A., Goretti E., Fabrizi A., Marcucci C., Coletti A., Di Giovanni M.V., Mearelli M., Gaino E., Di Giulio A.M., 2007. Monitoraggio delle popolazioni a Chironomidi del Lago Trasimeno sottoposte a trattamento con *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis*. *XVII Congresso Nazionale Società Italiana di Ecologia, XVIII Congresso Nazionale Associazione Italiana di Oceanologia e Limnologia*, Ancona 17-20 settembre 2007, 184.

Di Veroli A., Goretti E., Fabrizi A., Marcucci C., Coletti A., Di Giovanni M.V., Di Giulio A.M., 2007. Chironomidi (Diptera) della zona litorale del Lago Trasimeno. *Atti 68° Congresso Unione Zoologica Italiana*, 100.

Marcucci C., Caffara M., Di Veroli A., Fabrizi A., Di Giovanni M.V., Goretti E., 2007. Occurrence of actinosporean stages (Myxozoa) in the Nera River system (Umbria: Central Italy). *Atti 7th International Symposium on Fish Parasites (ISFP VII)*, 159.

Coletti A., Magionami C., Di Veroli A., Fabrizi A., Marcucci C., Pivotti I., D'allestro V., Di Giovanni M.V., Gaino E., Goretti E., Di Giulio A.M., 2008. Il controllo dei Chironomidi (Ditteri) al Lago Trasimeno: impiego della diversione luminosa. *Atti 69° Congresso Nazionale dell'Unione Zoologica*, Senigallia (AN).

Pivotti I., Di Veroli A., Fabrizi A., Dallestro V., Magionami C., Marcucci C., Coletti A., Goretti E., 2008. La lepidotterofauna della "direttiva habitat" nei Siti Natura 2000 della Regione Umbria. *Atti 18° Congresso della Società Italiana di Ecologia*, Parma.

Reports

Gaino E., Goretti E., Corallini C., Fabrizi A., Marcucci C., 2004. Studio per la Valutazione di incidenza dell'acquedotto Scheggino – Pentima (Parte: Invertebrati e loro habitat, aspetti naturalistici). *Report per la Società Severn Trent s.p.a.*

Mearelli M., Goretti E., La Porta G. Marcucci C., Spigonardi M.P., Di Veroli A., Fabrizi A. Gaino E., 2005. Valorizzazione e miglioramento ambientale dell'ecosistema fluviale del tratto di confluenza Paglia-Tevere. *Report per il Comune di Baschi.*

Goretti E., Mearelli M., Gaino E., La Porta G., Spigonardi M.P. Marcucci C., Fabrizi A., Di Veroli A., 2005. Monitoraggio ad Invertebrati: Torrente Arone. *Report per ARPA UMBRIA - Azienda "Goriotti - Mencarelli Cave S.R.L."*

Di Giovanni M.V., Goretti E., Marcucci C., Fabrizi A., Scopetta L., Tatticchi M.I., Elia C., Giovinazzo G., Pieroni G., 2006. Presenza di invertebrati e loro possibile ruolo nelle parassitosi in allevamenti ittici d'acqua dolce. *Report per la Fondazione della Cassa di Risparmio.*

Fantini S., Fabrizi A., Goretti E., La Porta G., Mearelli M., Rossi R., Scopetta L., Spigonardi M. P., 2006. Studio per la valutazione di incidenza "Ripristino ecologico dei corsi d'acqua del bacino del Nera interessati dagli sbarramenti per uso idroelettrico". *Report per la Comunità Montana Valnerina.*

D'Allestro V., Coletti A., Corallini C., Di Veroli A., Doerr M., Fabrizi A., Gaino E., Goretti E., La Porta G., Marcucci C., Mearelli M., Pivotti I., 2007. Indagine sulle popolazioni di gambero di fiume nei siti natura 2000 della comunità montana valnerina (umbria) - Piani di Gestione dei Siti della "Rete Natura 2000". *Report per la Comunità Montana Valnerina.*

Coletti A., Corallini C., D'allestro V., Di Veroli A., Fabrizi A., Gaino E., Goretti E., Marcucci C., Pivotti I., Scopetta L., 2007. Formulazione del quadro conoscitivo della fauna a invertebrati dei siti natura 2000. *Reports per le Comunità Montane Associazione dei Comuni Trasimeno-Medio Tevere, Alto Tevere Umbro, Alto Chiascio, Monti Martani e del Serano, Valle del Nera e Monte S. Pancrazio e il Comune di Foligno.*

Pivotti I., Posani F., Tufaro R., Fabrizi A., Di Veroli A., Coletti A., D'allestro V., Marcucci C., Magionami C., Mearelli M., Corallini C., Gaino E., Goretti E., 2008. Attività di ricerca per la realizzazione di un "giardino delle farfalle" nel parco della città della domenica (Perugia). *Report per la Ditta "Spagnolia S.R.L."*

Ringraziamenti

*E' con affetto e gratitudine che ringrazio i miei tutors,
il Prof. Goretti per aver condiviso l'interesse e l'entusiasmo
per questo lavoro di tesi e per aver contribuito alla mia
crescita professionale,
la Prof. Di Giovanni per il sostegno e la fiducia nei tre anni
di dottorato,
il Prof. Cérighino per aver accettato la co-tutela di tesi e per
il supporto scientifico, la professionalità e l'attenzione con
cui mi ha seguito nel progetto di ricerca.
Ringrazio il Dott. La Porta e il Dott. Compin per le
indicazioni fornite durante l'elaborazioni dei dati.
Un ringraziamento infine ad Alessandra, Igor, Vittorio,
Caterina e Maria Pia i miei colleghi dottorandi con cui ho
condiviso questo percorso formativo.*

AUTEUR : Fabrizi Angelisa

TITRE : Biodiversité des communautés d'invertébrés benthiques et réponses aux perturbations anthropiques

DIRECTEUR DE THÈSE : Goretti Enzo

CO-DIRECTEUR DE THÈSE EN CO-TUTELLE : Céréghino Régis

LIEU ET DATA DE SOUTENANCE : Le 26 février 2009, à l'Université de Perugia (Italy)

RESUME en français

En écologie appliquée, les outils de bioindication restent basés sur les attributs structurels de communautés. Les trois types de perturbations envisagés sont: l'élévation de la charge organique, la réduction des débits par captation d'eau, l'interruption du continuum fluvial. Les invertébrés benthiques font l'objet une double caractérisation, par leur composition taxonomique et par le codage flou de 22 traits biologiques décrivant leurs potentialités écologiques, biologiques et physiologiques. Avec des analyses multivariées, nous cherchons à établir des relations entre les changements des conditions des milieux le long des cours d'eau (amont-aval), la composition des communautés, et leurs potentialités fonctionnelles. De notre travail, il ressort que les combinaisons de traits biologiques et écologiques des invertébrés benthiques répondent aux perturbations anthropiques de façon significative.

MOTS-CLES :

Bioindication des écosystèmes d'eau courante, Macroinvertébrés benthiques, Traits biologiques et écologiques, Codage flou

DISCIPLINE ADMINISTRATIVE : Ecologie

INTITULE ET ADRESSE DU LABORATOIRE :

Dipartimento di Biologia Cellulare e Ambientale (Università di Perugia)
Via Elce di Sotto
06124 Perugia (Italy)