

**WP5 - Valutazione degli effetti delle variazioni dei
livelli sul sistema fiume attraverso nuovi indicatori**

REPORT ATTIVITÀ 5.2

**ANALISI DELLO STATO E TREND
DELLA COMUNITÀ DI
MACROINVERTEBRATI IN
FUNZIONE DELLE SCELTE
GESTIONALI**

A cura di:

Dott.ssa Silvia Quadroni

Dott.ssa Serena Zaccara

Prof. Giuseppe Crosa



SOMMARIO

SCOPO DELL'ATTIVITÀ	2
PREMESSA	2
CAMPIONAMENTO E ANALISI DEI CAMPIONI	6
RISULTATI - PERIODO ESTIVO (da luglio a settembre)	11
Andamento delle portate	11
Andamento dei parametri chimico-fisici	13
Andamento della comunità di macroinvertebrati a T1	15
Confronto della comunità di macroinvertebrati tra T1 e T2	21
Confronto con i dati pregressi	23
RISULTATI - PERIODO INVERNALE (da novembre ad aprile)	26
Andamento delle portate	26
Andamento dei parametri chimico-fisici	27
Andamento della comunità di macroinvertebrati a T1	29
Confronto della comunità di macroinvertebrati tra T1 e T2	34
Confronto con i dati pregressi	37
CONCLUSIONI	39
Bibliografia	42

SCOPO DELL'ATTIVITÀ

Scopo dell'attività 5.2 è stato la valutazione biologica degli effetti sul Fiume Ticino della gestione dei rilasci dal lago. Tale scopo è stato perseguito attraverso il monitoraggio della comunità di macroinvertebrati bentonici durante i periodi di magra, in particolare di quella estiva (magra naturale e massimo prelievo per l'irrigazione), e lo studio degli effetti sulla comunità di repentine variazioni di portata per l'apertura delle paratoie della Diga della Miorina.

PREMESSA

Al fine di valutare gli effetti della gestione delle acque del Fiume Ticino sulle comunità acquatiche e monitorare lo stato di salute del fiume, si è ricorsi al biomonitoraggio, un metodo che utilizza comunità biologiche o organismi, denominati bioindicatori, per analizzare l'impatto di perturbazioni antropiche sull'ecosistema. I bioindicatori più utilizzati nel campo dell'ecologia fluviale sono i macroinvertebrati bentonici. Tale termine fa riferimento agli invertebrati di ambiente acquatico dalle dimensioni superiori a 1 mm e comprende organismi appartenenti a diverse categorie tassonomiche: Insetti, Crostacei, Molluschi, Irudinei, Oligocheti, e più raramente Platelmini, Poriferi, Celenterati, Briozoi, Nematodi e Idracari (Ghetti & Bonazzi, 1981).

I macroinvertebrati di ambiente lotico vivono prevalentemente sul substrato dei corsi d'acqua e possiedono diversi adattamenti fisiologici, morfologici e comportamentali che consentono loro di resistere alla forza della corrente (Stanford & Ward, 1993; Gomi et al., 2002). Ad esempio tra gli accorgimenti morfologici: forma idrodinamica, carenature, corpo appiattito, strutture sporgenti ridotte, forti organi di presa (ventose, cuscinetti adesivi, uncini, unghie rinforzate), zavorre e secrezioni appiccicose.

Questi organismi hanno un ruolo fondamentale nell'ecosistema: occupano infatti diverse nicchie alimentari (tritatori, raschiatori, filtratori, predatori, ecc.) e sono fonte di cibo per molti pesci e per alcuni uccelli acquatici. Alcuni di essi trascorrono in acqua l'intero ciclo vitale, altri, come ad esempio la maggior parte degli insetti, la sola fase larvale.

I macroinvertebrati bentonici sono utilizzati come principali bioindicatori degli ecosistemi fluviali in funzione di alcuni aspetti peculiari che li contraddistinguono (Ghetti, 1986; Rosemberg & Resh, 1993), primo fra tutti la diversa sensibilità delle varie specie alle perturbazioni ambientali. Inoltre, la limitata capacità di movimento, che li mantiene legati ad un determinato tratto fluviale, unitamente ad un ciclo vitale sufficientemente lungo, rendono questi organismi dei buoni indicatori di condizioni ambientali localizzate nello spazio. Infine, altre importanti caratteristiche sono l'ampia diffusione, la relativa facilità di campionamento e di identificazione e una buona conoscenza della loro ecologia. I macroinvertebrati d'acqua dolce forniscono così un indicatore eccellente dello stato di salute di un

corso d'acqua e sono utili specialmente per sviluppare indici descrittivi, come per esempio la ricchezza di specie (Hering et al., 2004) e il numero di Efemerotteri – Plecotteri – Tricotteri (EPT) (Lenat, 1983), ossia dei tre ordini di insetti che includono le specie più sensibili alle pressioni ambientali. In particolare, nell'ambito della Direttiva Quadro sulle Acque (2000/60/CE) è stato sviluppato un indice per la valutazione dello stato ecologico dei corsi d'acqua basato sulla comunità di macroinvertebrati bentonici, ossia l'indice multimetrico STAR di intercalibrazione (STAR_ICMi, Buffagni & Erba, 2007); si tratta di un indice composto da sei differenti sub-indici, i cui punteggi sono mediati con opportuni pesi per una valutazione di sintesi, che alla fine si traduce in una tra le cinque classi di stato di qualità possibili (cattivo, scarso, sufficiente, buono, elevato). I sub-indici prendono in considerazione parametri come il numero di famiglie, il numero di famiglie di EPT, la sensibilità all'inquinamento organico, la proporzione tra alcuni gruppi particolarmente sensibili e gli altri, la proporzione tra alcuni gruppi particolarmente tolleranti e gli altri e la diversità della comunità. Oltre che per rilevare il generale stato ecologico di un corso d'acqua, i macroinvertebrati sono utilizzati anche come indicatori di specifiche perturbazioni ambientali come la presenza di fenomeni di inquinamento o l'alterazione idrologica causata dalla presenza di dighe e derivazioni.

Le dighe interrompono la continuità fluviale, bloccando la circolazione dei sedimenti e dei nutrienti e ostacolando il movimento degli organismi lungo il corso d'acqua, spesso necessario per il completamento del loro ciclo vitale (Stanford & Ward, 1993; Gomi et al., 2002). Le dighe, inoltre, modificano il regime idrologico dei fiumi, alterando le portate e minacciando la salute e l'integrità degli ecosistemi. Diverse sono le alterazioni che si possono verificare a valle di una diga: eccessiva variabilità giornaliera delle portate o all'opposto eccessiva stabilizzazione delle portate per tempi prolungati, perdita o slittamento dei picchi stagionali come le magre e le piene e riduzione delle portate per lunghi periodi (Poff et al., 1997). Nonostante tutte queste alterazioni abbiano un forte impatto sulle comunità biologiche fluviali, quella maggiormente considerata nell'ambito della tutela degli ecosistemi acquatici è la riduzione delle portate.

L'effetto più evidente della riduzione delle portate è una diminuzione della quantità di acqua disponibile e quindi una perdita di area dell'alveo bagnato (Gore, 1977), che influisce sugli habitat riducendone la disponibilità (Cowx et al., 1984; Stanley et al., 1997, Brasher, 2003) e la diversità (Cazaubon & Giudicelli, 1999) e contraendo l'ecosistema (Stanley et al., 1997).

La riduzione delle portate inoltre riduce la profondità e la velocità di corrente (Minshall & Winger, 1968; McIntosh et al., 2002), apportando cambiamenti ai livelli di ossigeno disciolto, che si abbassano (Everard, 1996), e alle concentrazioni dei nutrienti, che invece aumentano (Ladle & Bass, 1981; Rader & Belish, 1999). Ciò può determinare alterazioni nella crescita di alghe e macrofite, e di

conseguenza nelle altre comunità acquatiche, come invertebrati e pesci, che le utilizzano come cibo e rifugio.

La perdita di alveo bagnato e la riduzione della velocità di corrente, unitamente a un aumento delle temperature, comportano inoltre una diminuzione della capacità di autodepurazione propria dei fiumi non regolati (Wei et al., 2008). I fiumi, infatti, in condizioni naturali sono in grado di diluire le sostanze inquinanti minimizzandone gli effetti tossici (Groot et al., 2002). L'aumento delle concentrazioni di inquinanti può avere un forte impatto negativo sull'ecosistema.

La riduzione delle portate spesso comporta un aumento della sedimentazione, in quanto velocità di corrente ridotte favoriscono la deposizione dei sedimenti (Dewson et al., 2007). I sedimenti più fini si depositano negli spazi interstiziali del substrato (Wood & Petts, 1999), riducendo così ulteriormente la disponibilità di habitat.

Un'altra problematica legata alla riduzione delle portate è l'alterazione della temperatura dell'acqua (Salmaso et al., 2017). Quando le portate si riducono, infatti, diminuisce anche la capacità termica del fiume, ovvero la quantità di calore che l'aria deve fornire per far variare la temperatura dell'acqua. Una ridotta capacità termica amplia il range di variabilità giornaliera delle temperature e provoca un aumento delle temperature massime estive e una diminuzione delle temperature minime invernali (Ward, 1985), con conseguenze potenzialmente dannose per l'ecosistema fluviale. Ogni specie acquatica, infatti, possiede adattamenti fisiologici o comportamentali che consentono la sopravvivenza all'interno di uno specifico range di tolleranza termica (Barko et al., 1986; Buisson et al., 2008; Souffreau et al., 2010; Dallas & Rivers-Moore, 2012). L'esposizione a temperature al di fuori di questo range è per gli organismi fonte di stress, la cui entità può variare dalla riduzione della fitness fino alla morte, in funzione del picco termico raggiunto e del tempo di esposizione (Beitinger et al., 2000; Dallas & Rivers-Moore, 2012).

La riduzione delle portate e le alterazioni ambientali ad essa connesse hanno un forte impatto sulla biodiversità. La perdita di alveo bagnato riduce lo spazio vitale degli organismi e ne aumenta la densità. La riduzione della diversità di habitat riduce le fonti di cibo e le zone di rifugio per gli invertebrati. Ciò può risultare in un aumento della predazione e della competizione (Dewson et al., 2007). In un ambiente a più elevata competizione tendono ad essere favorite le specie generaliste, in grado di sfruttare in modo più efficace le risorse disponibili. L'aumento dell'inquinamento e lo stress termico favoriscono le specie più tolleranti, in grado di sopravvivere anche in condizioni diverse da quelle ottimali. Questo comporta un cambiamento nella composizione della comunità fluviale. Le specie più sensibili e specializzate, infatti, tendono a scomparire, mentre quelle generaliste e tolleranti vedono un aumento del numero di individui. Come viene riportato in molti studi effettuati sulle comunità di macroinvertebrati bentonici (Wood & Armitage, 1999; Wood et al., 2000; Salmaso et

al., 2018), la riduzione delle portate comporta una diminuzione della ricchezza tassonomica, ma non necessariamente della densità di organismi. Avviene così una banalizzazione della comunità, la cui biodiversità risulta impoverita (Salmaso et al., 2018).

Oltre all'entità della riduzione delle portate occorre considerare anche la durata dei periodi con basse portate. Da un punto di vista ecologico, i periodi di magra naturali fungono da filtro ambientale selezionando specie dotate di caratteristiche che le rendono in grado di sopravvivere a condizioni estreme (Lytle & Poff, 2004); inoltre, forniscono le condizioni ambientali essenziali per il mantenimento dei cicli fenologici (Acreman & Ferguson, 2010). Tuttavia, periodi di magra prolungati possono indurre effetti dannosi sulle biocenosi fluviali (Poff et al., 1997; Bunn & Arthington, 2002; Poff & Zimmerman, 2010).

Per queste ragioni, in Europa, come in altri paesi del mondo, sono state introdotte misure di mitigazione allo scopo di ridurre le alterazioni provocate dalle dighe e ripristinare, per quanto possibile, un regime idrologico naturale. Tali misure possono variare dal semplice mantenimento di una portata minima a un più complesso schema di rilasci, la cui modulazione nel corso dell'anno mira ad imitare la naturalità del regime idrologico fluviale (Poff & Zimmerman, 2010).

Come dettagliato nell'Introduzione, ad oggi il rilascio del Deflusso Minimo Vitale (DMV) o Deflusso Ecologico è l'unica misura di mitigazione ad essere applicata in Italia a valle di dighe e derivazioni per ridurre l'impatto dell'alterazione idrologica. Tuttavia, come è stato evidenziato in diversi studi, la sola presenza del DMV spesso si dimostra insufficiente per soddisfare le richieste ambientali a lungo termine (Salmaso et al., 2018).

Da uno studio preliminare svolto nell'ambito del presente Progetto (Salmaso et al., 2021) in cui sono stati analizzati i dati sulla comunità di macroinvertebrati bentonici del Ticino raccolti durante gli anni della sperimentazione del DMV (2010-2015), è emerso come tale comunità vari in base alle stagioni, potendo distinguere un periodo di magra caldo ("estivo") in cui si verificano grandi prelievi d'acqua per l'irrigazione (da maggio a ottobre) e un periodo di magra freddo ("invernale") in cui la portata è maggiormente influenzata dai prelievi per l'idroelettrico (da novembre ad aprile). In base al loro ciclo vitale, alcuni taxa sono maggiormente presenti nel periodo estivo (ad esempio *Baetis* e *Leuctra*) mentre altri nel periodo invernale (ad esempio Chironomidae ed *Ephemerella*). Tale studio ha evidenziato soprattutto una correlazione significativa tra alcune metriche descrittive della comunità di macroinvertebrati bentonici e le condizioni idrologiche registrate nei 90 giorni precedenti il campionamento del benthos, un intervallo di tempo ritenuto adeguato a rilevare l'impatto dell'alterazione idrologica sulla comunità macrobentonica (Quadroni et al., 2020). In particolare, è stato evidenziato il ruolo chiave del DMV nel plasmare la comunità: una maggiore diversità della

comunità espressa dall'indice Shannon-Wiener è spiegata da valori di DMV più elevati. Inoltre, è stata rilevata una correlazione positiva tra la densità totale e la durata del periodo di magra, ossia il numero di giorni di DMV precedenti al campionamento. Questa correlazione è stata osservata anche nel Fiume Adda sublacuale (Salmaso et al., 2018). Questo studio ha rilevato inoltre come anche altri parametri ambientali influenzino la comunità di macroinvertebrati bentonici del Ticino. Nel periodo estivo concentrazioni relativamente elevate di azoto nitrico diminuiscono l'abbondanza relativa di EPT, favorendo allo stesso tempo taxa multivoltini come i Chironomidae, una famiglia che comprende specie caratterizzate da una tolleranza relativamente elevata all'inquinamento (Camargo et al., 2004; Miracle et al., 2006). Ciò può essere in parte legato all'inquinamento diffuso associato all'agricoltura irrigua, tipico della stagione calda (Racchetti et al., 2019; Salmaso et al., 2017). Inoltre, il grado di autotrofia del sistema indagato è strettamente correlato all'aumento estivo della temperatura dell'acqua che può essere considerato un indicatore della successione stagionale dei produttori primari (periphyton).

Per tutta la durata del Progetto (2019-2022) sono stati valutati gli effetti ecologici delle portate rilasciate a valle della Diga del Panperduto, ossia nel tratto di fiume dove si verifica la maggior criticità idrologica. In particolare, la comunità di macroinvertebrati bentonici è stata campionata ripetutamente durante i periodi di magra, sia estiva che invernale. Oltre agli indici descrittivi della struttura di base della comunità come densità totale e ricchezza, sono stati considerati gli andamenti dell'indice normativo STAR_ICMi (Buffagni & Erba, 2007) e di due indici sviluppati specificatamente per valutare l'impatto dell'alterazione idrologica, Lotic-invertebrate Index for Flow Evaluation - LIFE (Extence et al., 1999) e Flow_T (Laini et al., 2022).

CAMPIONAMENTO E ANALISI DEI CAMPIONI

La stazione di monitoraggio del Fiume Ticino scelta per valutare gli effetti della regolazione dei livelli del Lago Maggiore e delle portate rilasciate dalla Diga del Panperduto si trova 3,2 km a valle di quest'ultima, in località Maddalena nel comune di Somma Lombardo, ed è denominata T1 (Figure 1 e 2). Per confrontare lo stato della comunità in questa stazione, che è rappresentativa della zona con maggiore criticità idrologica, con quello di una zona con portate più elevate (con un incremento in media pari a 7 m³/s) sono stati effettuati alcuni campionamenti in parallelo anche in una stazione più a valle (T2), situata 15 km a valle della Diga del Panperduto, tra i comuni di Lonate Pozzolo e Oleggio (Figure 1 e 2).

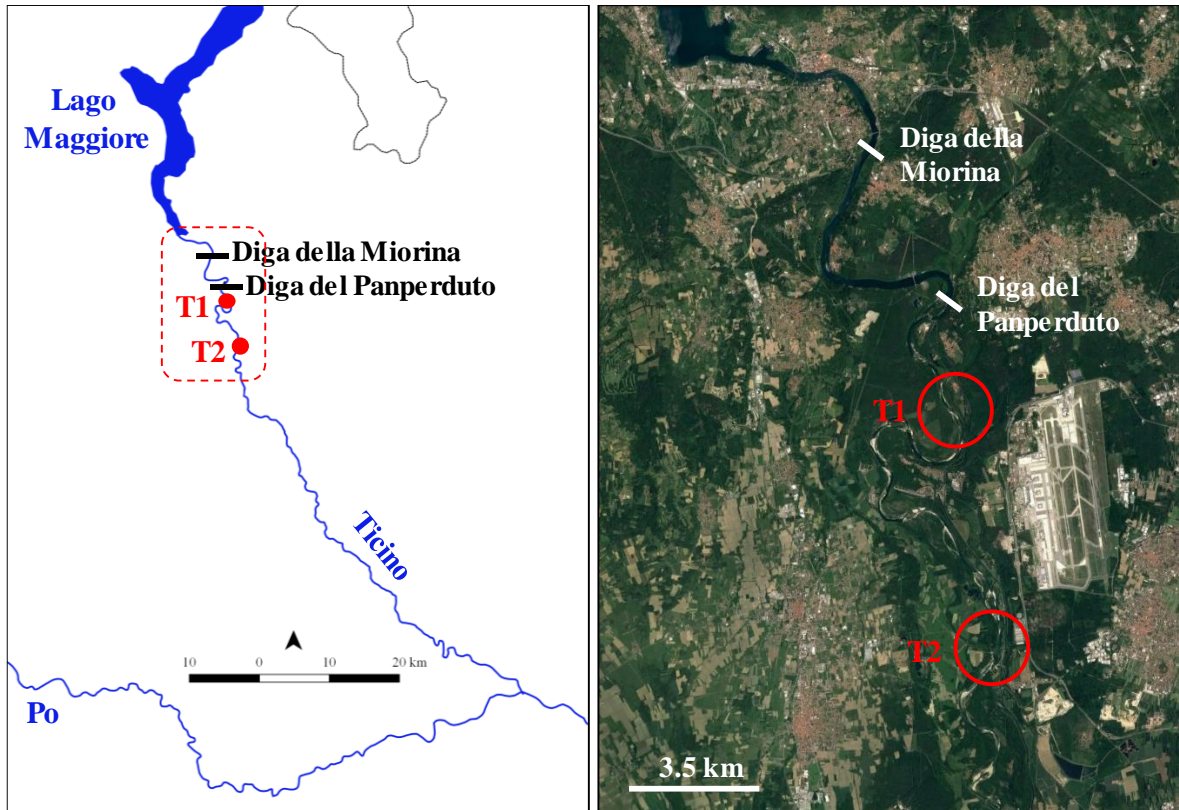


Figura 1. Stazioni di monitoraggio dei macroinvertebrati bentonici nel Fiume Ticino.



Figura 2. Fotografie delle stazioni di monitoraggio localizzate a valle della Diga del Panperduto, T1 e T2, nel periodo di magra estivo e in quello invernale del 2022.

A T1, l'ambiente circostante è costituito principalmente da vegetazione naturale. L'alveo, in condizioni di magra, ha un'ampiezza variabile tra i 50 e i 130 m e una profondità massima di circa 1 m. L'alveo e le sponde sono naturali, fatta eccezione per alcuni pennelli di pietrame sulla sinistra, e il substrato è composto da ciottoli di medie dimensioni, spesso ricoperti da alghe.

T2 presenta caratteristiche simili a T1 fatta eccezione per la presenza di un ponte stradale e di una massicciata artificiale lungo la sponda sinistra.

In totale sono state eseguite 7 campagne di campionamento, 4 nel periodo estivo e 3 nel periodo invernale. In particolare, sono stati effettuati:

- 6 campionamenti a T1 nell'estate 2019;
- 7 campionamenti a T1 nell'inverno 2019-2020;
- 6 campionamenti a T1 nell'estate 2020;
- 11 campionamenti a T1 e T2 nell'inverno 2020-2021;
- 2 campionamenti a T1 e T2 nell'estate 2021;
- 11 campionamenti a T1 e T2 nell'inverno 2021-2022;
- 6 campionamenti a T1 e T2 nell'estate 2022.

Per ciascuna campagna, i campionamenti si sono svolti con cadenza circa quindicinale a partire dall'inizio della stagione di magra fino al suo termine.

Il campionamento standardizzato dei macroinvertebrati bentonici si basa sui microhabitat (ISPRA, 2014), ossia su porzioni dell'ambiente fluviale caratterizzate da un determinato tipo di substrato che può essere minerale oppure biotico. Esso avviene tramite retino Surber (maglia di 500 μm), smuovendo il substrato entro un rettangolo di area nota (0,05 m^2) ed effettuando dieci diversi prelievi, distribuiti in modo da rappresentare la proporzione con cui sono distribuiti i microhabitat in modo da ottenere un quadro il più rappresentativo possibile della comunità di macroinvertebrati presente nel tratto fluviale.

I principali microhabitat rinvenibili nel canale primario del Fiume Ticino sono caratterizzati da substrati minerali che si classificano in base alla granulometria e sono associati a diverse condizioni di turbolenza dell'acqua. In particolare, i substrati prevalenti nelle due stazioni di monitoraggio T1 e T2, che quindi sono stati campionati, sono macrolithal, ossia massi con dimensioni di 20-40 cm, e mesolithal, ossia ciottoli di 6-20 cm di diametro.

Su una scala spaziale più ampia, i microhabitat si uniscono dando luogo a mesohabitat differenti che si distinguono sempre per le caratteristiche del substrato e le condizioni idrauliche, e che vengono identificati visivamente sulla base dei flussi presenti. In particolare, i principali mesohabitat che si possono rinvenire nel Fiume Ticino sono:

- riffle o raschio, area omogenea caratterizzata da tratti con turbolenza elevata, corrente veloce e bassa profondità, con substrati grossolani e duri e scarsa deposizione di detrito organico. Ha caratteristiche idraulico-morfologiche particolarmente idonee alla colonizzazione da parte dei macroinvertebrati bentonici;
- run, area del corso d'acqua caratterizzata da scarsa turbolenza e con una profondità bassa, quindi il flusso è prevalentemente laminare, questa zona si riconosce anche per la tendenza ad ospitare depositi di detrito organico e di sedimenti fini;
- pool o pozza, caratterizzata da velocità di corrente moderata, quindi minore turbolenza, acque relativamente profonde e un fondo costituito prevalentemente da substrato deposizionale, quindi fine (sabbia/ghiaia).

La scelta del mesohabitat idoneo per il campionamento avviene in base all'idro-ecoregione a cui il corso d'acqua appartiene: nel caso del Ticino è il riffle. Al fine però di poter sviluppare curve di preferenza sito-specifiche per i macroinvertebrati bentonici (vedi Report Attività 5.3) i campionamenti sono stati effettuati sia in zone di riffle che di run in modo da poter associare la densità dei singoli taxon di invertebrati a diverse condizioni di velocità e profondità.

Dopo la raccolta, i campioni sono stati fissati con etanolo 99% per la conservazione e trasportati in laboratorio per effettuare sorting, riconoscimento e conteggio degli organismi. Il sorting consiste nel separare gli organismi da detriti, quali foglie e rametti, ciottoli e sedimenti presenti nel campione (Figura 3). L'identificazione a livello di famiglia o di genere (Figura 4) è avvenuta allo stereoscopico con l'ausilio di atlanti fotografici e chiavi dicotomiche (Campaioli et al., 1994, 1999; Sansoni, 1988).



Figura 3. Risultato del sorting di un campione.



Figura 4. Riconoscimento allo stereomicroscopio di larve di *Baetis*, *Hydropsychidae*, *Chironomidae* e *Simuliidae*.

Per l'analisi dei dati relativi alla comunità dei macroinvertebrati bentonici è stata calcolata la densità totale, ossia il numero totale di individui presenti nell'area campionata, espresso come individui/m², la densità relativa di EPT, ossia la percentuale di individui appartenenti agli ordini Efemerotteri, Plecotteri e Tricotteri, ovvero agli ordini di insetti maggiormente sensibili alle perturbazioni ambientali, e la densità relativa degli individui appartenenti alla famiglia dei Chironomidae, particolarmente tollerante alle perturbazioni ambientali. Sono stati inoltre calcolati l'indice STAR_ICMi (Buffagni & Erba, 2007) per la valutazione dello stato ecologico con i sei sub-indici che lo compongono (vedi Tabella 1) e due indici specifici per l'alterazione idrologica, LIFE (Extence et al., 1999) e Flow_T (Laini et al., 2022).

Tabella 1. Metriche che compongono lo STAR_ICMi e peso loro attribuito nel calcolo (da Buffagni & Erba, 2007).

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

Per ogni periodo di magra, per ciascuno degli indici sono stati poi calcolati il range minimo-massimo, la media, la deviazione standard e il coefficiente di variazione. Il confronto degli indici tra stazioni e con i dati pregressi raccolti nel periodo 2010-2015 è stato effettuato tramite il test di Mann-Whitney.

È stato effettuato anche un confronto nella composizione della comunità tra i diversi periodi di magra, tra le due stazioni e con i dati pregressi raccolti nel periodo 2010-2015 mediante analisi permutazionale della varianza (PERMANOVA) e ridimensionamento multidimensionale non metrico (NMDS) utilizzando l'indice di Bray-Curtis come misura di dissimilarità. Il contributo di ciascun taxon alla dissimilarità tra i gruppi considerati è stato valutato attraverso l'analisi di similarità percentuale (SIMPER).

Gli andamenti degli indici sono stati infine confrontati con quelli delle portate medie giornaliere rilasciate a valle della Diga del Panperduto, gentilmente fornite dal Consorzio del Ticino, e dei parametri chimico-fisici (temperatura, concentrazione di ossigeno disciolto, pH e conducibilità) misurati ogni 30 minuti, a partire dall'11 novembre 2020, dalla sonda multiparametrica posizionata ad Oleggio (T2) da parte del Parco Lombardo della Valle del Ticino.

Le analisi statistiche sono state svolte mediante i software XLSTAT 2014, PAST 4.03 e R (pacchetto "biomonitor").

RISULTATI - PERIODO ESTIVO (da luglio a settembre)

Andamento delle portate

La magra estiva del 2019 (Figura 5) ha avuto inizio il 10 luglio con portate pari a 29 m³/s nei primi 7 giorni e a 31 m³/s nei giorni successivi. Tali valori sono superiori al DMV di 17 m³/s previsto nei mesi di luglio e agosto per il Ticino grazie a una maggiore disponibilità di acqua e quindi all'assenza di una crisi idrica che avrebbe reso necessaria l'applicazione del valore minimo di DMV previsto per questo periodo dell'anno. Nei giorni 27 e 28 luglio si è verificato un aumento delle portate che sono poco più che raddoppiate, raggiungendo circa 70 m³/s. In seguito, le portate si sono abbassate a 31 m³/s e sono rimaste costanti fino al 18 ottobre, data di inizio della morbida autunnale. La durata della magra estiva del 2019 è stata di 100 giorni.

La magra estiva del 2020 (Figura 5) è iniziata il 30 giugno con una portata pari al DMV, ovvero 17 m³/s, che si è mantenuta costante fino al 30 agosto. Dal 31 agosto al 4 settembre si è verificato un picco di portata della durata di cinque giorni, in cui è stato raggiunto il valore massimo di 217 m³/s e un valore medio pari a 170 m³/s. Dal 5 settembre le portate sono scese al valore previsto dal DMV per questo periodo dell'anno, ovvero 31 m³/s, e sono rimaste costanti fino al 3 ottobre, data di inizio della morbida autunnale. La magra estiva del 2020 è durata complessivamente 95 giorni.

Nel 2021 non si è riscontrato un vero e proprio periodo di magra estiva (Figura 5), valori pari al DMV sono stati registrati solo dal 3 all'8 luglio (6 giorni) e dal 28 agosto al 4 ottobre (38 giorni). Questo

secondo periodo di DMV è stato interrotto da un picco di portate elevate (valore massimo 103 m³/s; valore medio 90 m³/s) della durata di tre giorni (20-22 settembre).

Il 2022 è stato un anno straordinariamente siccitoso per cui non si è verificata la morbida primaverile e il cosiddetto periodo di magra invernale è proseguito con quello di magra estiva. Il periodo di DMV è iniziato a partire dal 23 novembre 2021 e non si è interrotto fino al 25 ottobre 2022. A causa dell'emergenza idrica è stata concessa anche una deroga rispetto al DMV pari a 14 m³/s dal 29 luglio al 10 agosto (Figura 5).

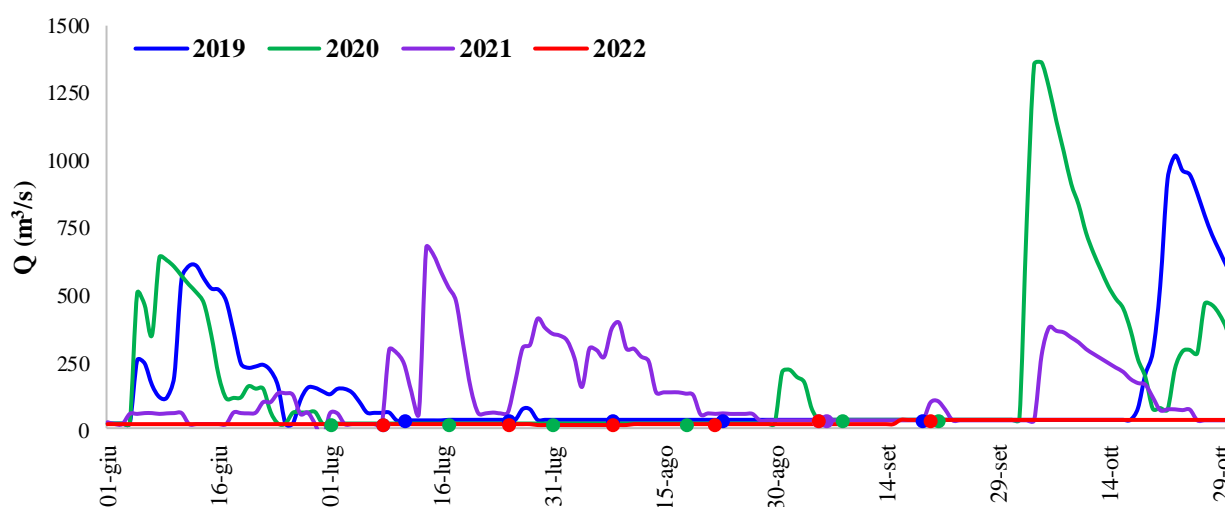


Figura 5. Andamento delle portate nel periodo estivo con indicate le date di campionamento della comunità di macroinvertebrati bentonici (6 campionamenti per periodo estivo eccetto nel 2021 in cui sono stati effettuati solo due campionamenti) per i quattro anni di Progetto (2019-2022).

I quattro periodi di monitoraggio hanno avuto andamenti delle portate molto diversi tra loro che hanno permesso di valutare possibili differenze nello stato della comunità dei macroinvertebrati bentonici. Nel 2021 si è assistito a un'estate eccezionalmente abbondante dal punto di vista idrologico mentre nel 2022 al contrario a un'estate eccezionalmente siccitosa. I periodi di magra estiva 2019 e 2020 hanno invece avuto un andamento simile delle portate, tuttavia è possibile evidenziare alcune differenze. La magra 2020 è iniziata 10 giorni prima ed è terminata 15 giorni prima rispetto alla magra 2019. La magra 2019 è stata più lunga di 5 giorni rispetto alla magra 2020. Nell'estate 2019 le portate sono state mediamente più elevate rispetto all'estate 2020. Nel 2020, infatti, ad eccezione dei giorni di picco, le portate sono sempre state uguali al DMV, mentre nel 2019 sono state mantenute superiori al DMV durante i mesi di luglio e agosto (29-31 m³/s invece di 17 m³/s, ovvero 12-14 m³/s in più rispetto al DMV previsto).

In entrambe le estati si è verificato un episodio di picco delle portate. Il picco che ha interrotto la magra del 2019 è avvenuto alla fine di luglio, è durato due giorni e ha avuto una portata media di circa 70 m³/s, ovvero circa il doppio delle portate precedentemente registrate. Il picco che ha interrotto la magra del 2020 è avvenuto tra la fine di agosto e l'inizio di settembre, è durato cinque giorni e ha avuto una portata media di circa 170 m³/s, ovvero 10 volte il DMV.

In tutti gli anni, ad eccezione del 2021, sono stati effettuati 6 campionamenti di macroinvertebrati bentonici. Nel 2019 i primi due campionamenti sono precedenti al picco di portata, mentre i restanti quattro sono successivi. Nel 2020 i campionamenti precedenti al picco sono invece quattro, mentre quelli successivi sono due.

Oltre alle differenze di portata registrate durante la magra, si possono notare differenze rilevanti anche nei 90 giorni precedenti al primo campionamento di macroinvertebrati bentonici che potrebbero aver influenzato la comunità (Tabella 2). In particolare i valori medi sono diminuiti dal 2019 al 2022, mentre le mediane sono risultate uguali e pari al DMV dal 2020 al 2022 mentre più alte nel 2019. I valori massimi sono stati più alti nel 2019 e 2020. Nel 2022 la variazione nelle portate è stata molto più bassa rispetto agli altri anni a causa dell'assenza di un periodo di morbida; ad eccezione di una giornata in cui sono stati registrati 29 m³/s è stato mantenuto un valore di DMV per tutto il periodo considerato.

Tabella 2. *Statistiche descrittive delle portate registrate nei 90 giorni precedenti al primo campionamento di macroinvertebrati bentonici per ciascun periodo di magra estiva.*

	2019	2020	2021	2022
Media	155	135	58	21
Mediana	69	24	24	24
Deviazione standard	183	176	73	4
Minimo	17	17	17	17
Massimo	677	636	391	29
Coefficiente di variazione	118	131	125	17
Numero di giorni di DMV	32	52	54	89

Andamento dei parametri chimico-fisici

In Figura 6 si può osservare un confronto tra gli andamenti dei principali parametri chimico-fisici dell'acqua (temperatura, concentrazione di ossigeno disciolto, pH e conducibilità) registrati in

continuo, con cadenza di trenta minuti, dalla sonda multiparametrica posizionata presso la stazione T2 nei periodi di magra estiva 2021 e 2022.

Per quanto riguarda la temperatura dell'acqua, i valori misurati nell'estate 2021 variano da 19,9°C a 25,1°C con una media di 22,5°C e un coefficiente di variazione del 4%. La temperatura registrata nell'estate 2022 risulta invece più alta, con un minimo di 20,2°C, un massimo di 28,3°C, una media di 24,9°C e un coefficiente di variazione del 5%.

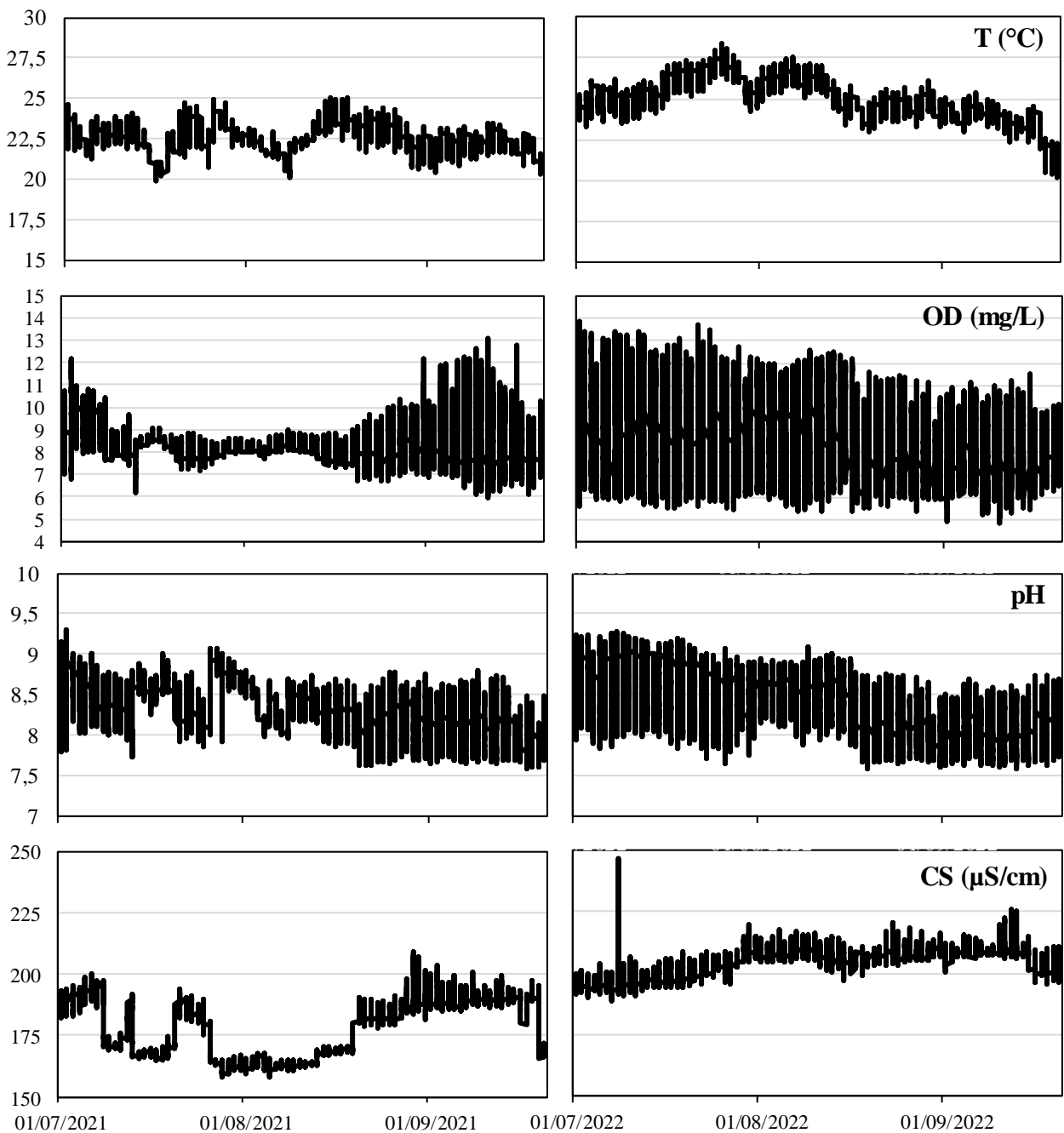


Figura 6. Andamento di temperatura, concentrazione di ossigeno disciolto, pH e conducibilità specifica registrati dalla sonda posizionata a T2.

I valori medi (8,3 nel 2021 e 8,6 mg/L nel 2022) e massimi (13,1 nel 2021 e 13,8 mg/L nel 2022) di concentrazione di ossigeno disciolto sono molto simili nell'estate dei due anni monitorati mentre il valore minimo è risultato inferiore nel 2022 (4,8 mg/L) rispetto al 2021 (6 mg/L). Il coefficiente di variazione nell'arco del periodo considerato è risultato maggiore nel 2022 (24%) rispetto al 2021 (11%).

Per quanto riguarda il pH, il range di valori registrati nei due anni è identico (7,6-9,3) e anche il valore medio (8,3 nel 2021 e 8,4 nel 2022) e il coefficiente di variazione (4% nel 2021 e 5% nel 2022) sono pressoché identici.

La conducibilità specifica è risultata molto più variabile nel 2021 rispetto al 2022 con un coefficiente di variazione rispettivamente del 7% e 3%. Nel 2021 il valore medio è stato pari a 178 $\mu\text{S}/\text{cm}$ con un range di 158-209 $\mu\text{S}/\text{cm}$, mentre nel 2022 il valore medio è stato pari a 205 $\mu\text{S}/\text{cm}$ con un range di 189-247 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Da notare il picco di conducibilità registrato l'8/7/2022.

Gli andamenti di tutti i parametri chimico-fisici sono influenzati dalle portate. Tutti i parametri presentano escursioni giornaliere più ampie in corrispondenza di basse portate. Inoltre, l'aumento delle portate comporta una riduzione dei valori di conducibilità. Da notare il raggiungimento di un valore massimo di temperatura pari a 28,3°C e di un valore minimo di concentrazione di ossigeno pari a 4,8 mg/L in corrispondenza del periodo di magra prolungato verificatosi nel 2022.

Considerando un periodo di 90 giorni precedente al primo campionamento di macroinvertebrati bentonici, non si riscontrano differenze nei valori medi dei parametri considerati (OD = 10 mg/L, pH = 8,4, CS = 193 $\mu\text{S}/\text{cm}$) eccetto un aumento della temperatura nel 2022 (18,7°C rispetto a 16,7°C nel 2021). Da notare anche un aumento del valore massimo di temperatura (26,1°C rispetto a 24,6°C), una riduzione del valore minimo di concentrazione di ossigeno disciolto nel 2022 (4,4 mg/L rispetto a 6,8 mg/L) e una maggiore variabilità nei valori di conducibilità nel 2021 (157-245 $\mu\text{S}/\text{cm}$ con un coefficiente di variazione del 5% rispetto a 182-213 $\mu\text{S}/\text{cm}$ con un coefficiente di variazione del 3%).

Andamento della comunità di macroinvertebrati a T1

Nel 2020 e 2021 sono stati registrati valori di densità più elevati rispetto agli altri due anni, con valori medi rispettivamente pari a 6008 e 5976 ind./m² rispetto a 1418 ind./m² nel 2019 e 2038 ind./m² nel 2022. L'evento con portate più elevate (con picco a 217 m³/s) che ha interrotto il periodo di magra del 2020 sembra aver determinato una drastica riduzione della densità totale.

In tutti i campionamenti è stata osservata una predominanza degli ordini di insetti Efemeroteri, Tricotteri e Ditteri (Figura 7).

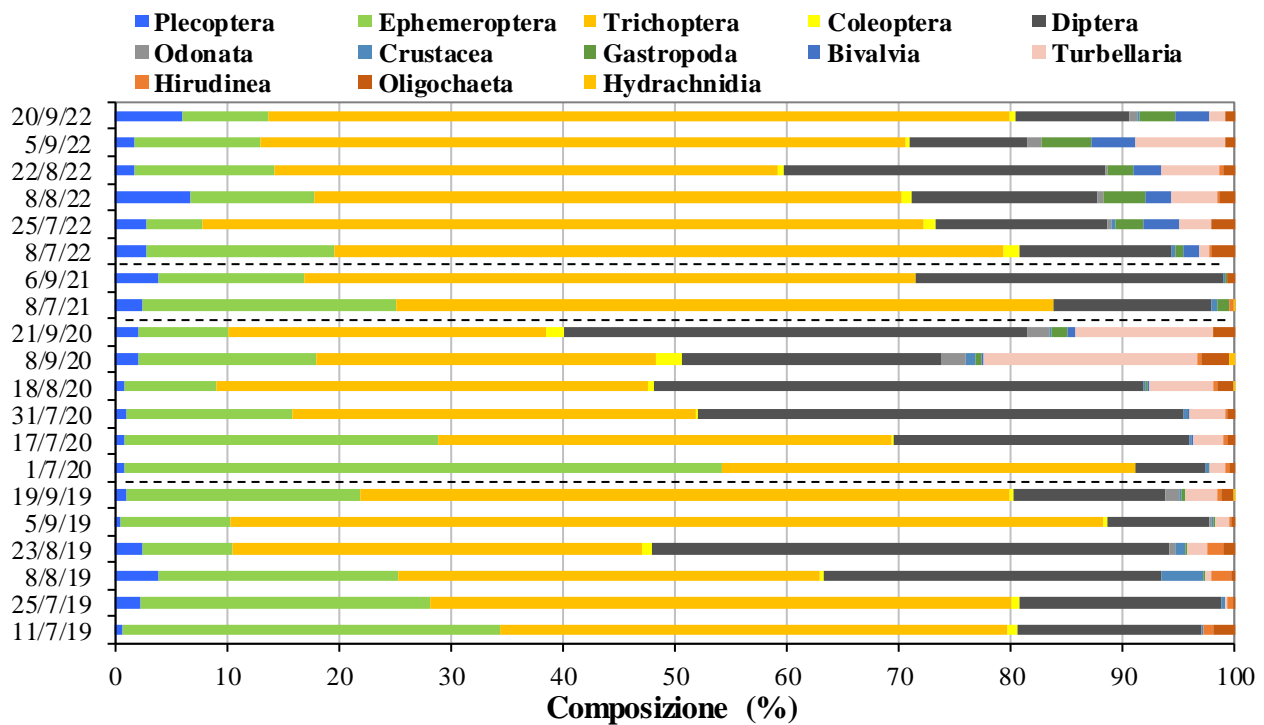
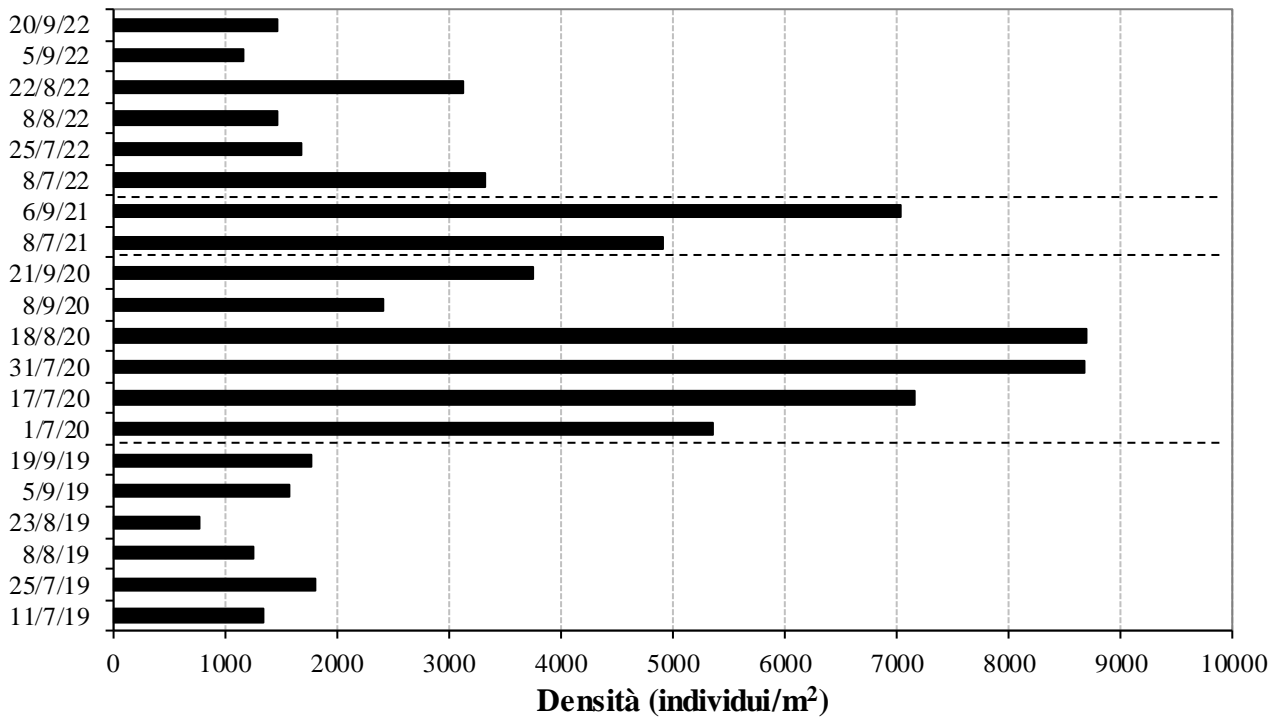


Figura 7. Andamento della densità totale di macroinvertebrati bentonici e della composizione percentuale dei principali gruppi tassonomici nei periodi di magra estiva a T1.

La densità relativa di EPT ha un andamento variabile nei diversi anni (Figura 8). Nel 2019 e nel 2022 diminuisce ad agosto per poi aumentare di nuovo a settembre. Nel 2020 si è registrato un progressivo

calo dall'inizio alla fine del periodo di magra, probabilmente come conseguenza dell'aumento di portata che ha interrotto il periodo di magra a inizio settembre. Sono stati registrati valori medi su tutto il periodo molto simili per il 2019, 2021 e 2022 (73%, 78% e 72%), mentre più bassi (58%) per il 2020.

Anche l'andamento della densità relativa di Chironomidae è diverso nei diversi anni (Figura 8). Nel 2019 si è registrato un picco a fine agosto. Nel 2020 e 2022 gli andamenti sono simili ma con valori superiori nel 2020 rispetto al 2022. Le medie sono risultate infatti pari a 15%, 23%, 18% e 9% rispettivamente per il 2019, 2020, 2021 e 2022.

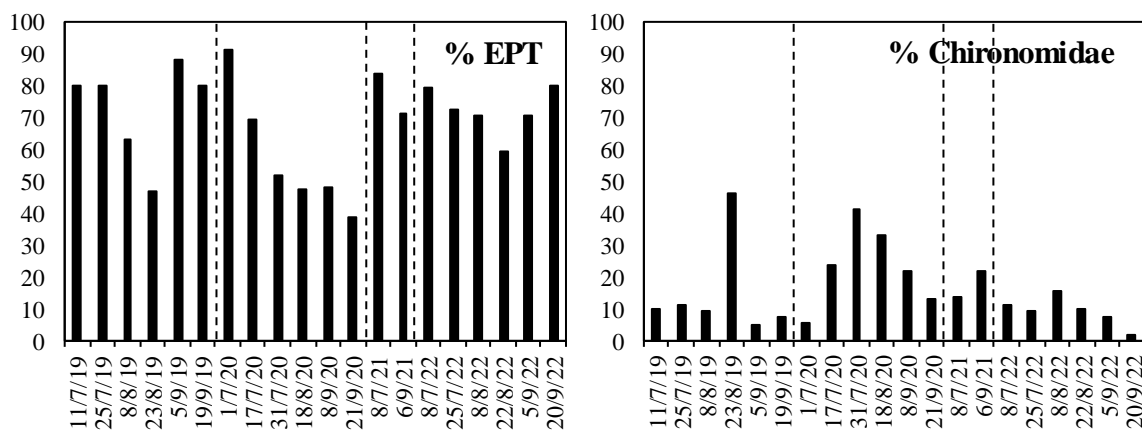


Figura 8. Andamento della densità relativa di EPT e Chironomidae nei periodi di magra estiva a TI.

Il confronto relativo alla composizione tassonomica della comunità nei quattro periodi indagati (Figura 9) effettuato usando l'indice di Bray-Curtis mostra come nel 2019 e nel 2022 tale composizione sia significativamente diversa rispetto al 2020 e 2021 (PERMANOVA, $F = 4.5$, $p = 0.0005$).

Nel 2019 così come nel 2022 sono state registrate densità di Efemerotteri inferiori rispetto agli altri due anni, soprattutto rispetto al 2020. In particolare, nel 2022 la densità media di *Ephemerella* è inferiore rispetto anche a quella rilevata nel 2019. Individui di *Ephemerella* sono presenti solo nel primo campionamento dell'8/7/2022. Anche *Ecdyonurus* è completamente assente negli ultimi due campionamenti del 2022. Le temperature più elevate registrate in questo anno potrebbero aver anticipato lo sfarfallamento di questi taxa. Nello stesso anno è stata registrata anche una maggiore densità di molluschi Neritidae e Dreissenidae, probabilmente favoriti dal periodo di magra prolungato.

Nel 2020 sono state rilevate densità più abbondanti della maggior parte dei taxa principali. Da notare però la densità maggiore di *Leuctra* nel 2021, ossia nell'anno idrologicamente più abbondante.

In generale, le differenze maggiori tra i diversi anni sono imputabili a differenze di densità dei taxa più abbondanti, quali *Baetis*, Hydropsychidae, Chironomidae, Simuliidae e *Dugesia* (Tabella 3).

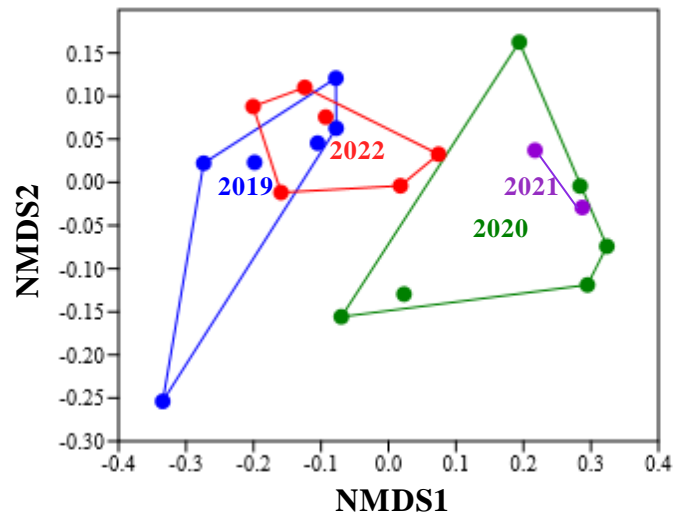


Figura 9. Ordinamento spaziale dei campioni di macroinvertebrati, raccolti durante i periodi di magra estiva dal 2019 al 2022, basato sulla similarità nella composizione tassonomica della comunità tramite NMDS (stress =0,10).

Tabella 3. Tabella relativa all'analisi SIMPER con valori di dissimilarità media (DM) nella composizione tra i diversi periodi di magra estiva e il contributo percentuale (C %) dei taxa principali. Per ciascun taxon è riportato il valore di densità media nei quattro periodi indagati.

	19 vs 20	19 vs 21	19 vs 22	20 vs 21	20 vs 22	21 vs 22	Densità media (ind./0,5 m ²)			
	DM 63,38	DM 65,74	DM 39,71	DM 40,72	DM 56,18	DM 57,77	2019	2020	2021	2022
Taxon	C %	C %	C %	C %	C %	C %				
Hydropsychidae	25,8	50,0	37,5	29,8	23,2	45,4	349	979	1560	531
Chironomidae	25,1	18,1	9,5	21,7	26,3	18,9	83	783	545	96
<i>Baetis</i>	14,2	14,6	10,5	13,0	15,0	15,2	101	419	441	112
Simuliidae	8,5	3,9	9,6	8,5	9,2	4,7	55	203	103	80
<i>Dugesia</i>	8,1	0,29	4,2	7,3	7,2	1,5	8	165	1	34
<i>Ephemerella</i>	3,7	1,7	5,3	3,3	3,5	1,6	36	84	37	3
<i>Caenis</i>	2,8	0,52	0,7	2,3	3,0	0,58	5	70	14	1
<i>Ecdyonurus</i>	2,0	0,36	0,8	1,8	2,2	0,46	6	57	14	5
Hydroptilidae	1,8	1,56	2,4	2,5	1,8	1,7	8	47	43	14
Rhyacophilidae	1,7	2,61	2,2	1,8	1,4	2,4	18	55	74	26
<i>Leuctra</i>	0,95	3,4	3,6	2,7	0,7	2,6	11	32	98	33
Neritidae	0,26	0,10	3,4	0,2	0,87	0,89	1	5	3	22
Physidae	0,02	0,43	0,15	0,4	0,04	0,45	0	0	9	1
Dreissenidae	0,02	0	3,1	0,02	0,97	0,89	0	0	0	20

I valori dell'indice STAR_ICMi corrispondono prevalentemente a uno stato ecologico buono eccetto in alcuni casi sia nel 2019 che nel 2022 (Figura 10). In particolare nel 2022 è stato registrato un andamento pressoché decrescente dell'indice con un minimo di 0,57 nell'ultima data di campionamento.

Sia nel 2019 che nel 2020 il valore massimo di STAR_ICMi si è riscontrato dopo l'aumento di portata che ha interrotto il periodo di magra. Considerando il valore medio, nel 2022 si è registrato uno stato sufficiente (0,68), nel 2020 (0,86) e 2021 (0,78) uno stato buono mentre nel 2019 la media corrisponde al valore limite tra la classe buona e sufficiente (0,72).

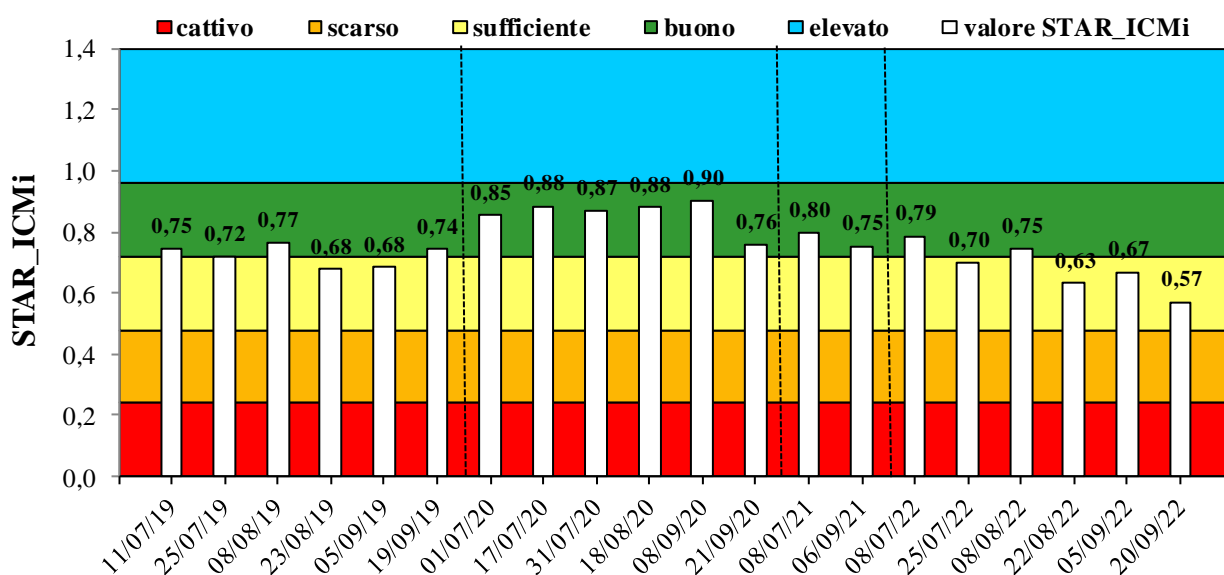


Figura 10. Andamento dell'indice normativo STAR_ICMi nei periodi di magra estiva a T1.

Analizzando nel dettaglio le sottometriche che compongono l'indice STAR-ICMi si possono osservare alcune differenze tra i diversi periodi di magra estiva (Figura 11).

L'indice che varia meno è l'ASPT, che presenta valori pressoché costanti e medie comprese tra 5,6 e 6.

L'indice $\text{Log}(\text{sel_EPTD}+1)$ presenta un andamento decrescente sia nel corso dell'estate 2020 che nel 2022 ma con valori inferiori in quest'ultimo anno. Il valore medio infatti è pari a 0,95 nel 2022 e 1,93 nel 2020. Le medie negli altri due anni sono rispettivamente 1,21 per il 2019 e 1,62 per il 2021.

In tutti gli anni l'indice 1-GOLD tende a diminuire fino alla fine di agosto per poi aumentare a settembre. I valori medi sono simili nei diversi anni (0,77-0,80) eccetto il 2020 in cui la media è inferiore (0,68).

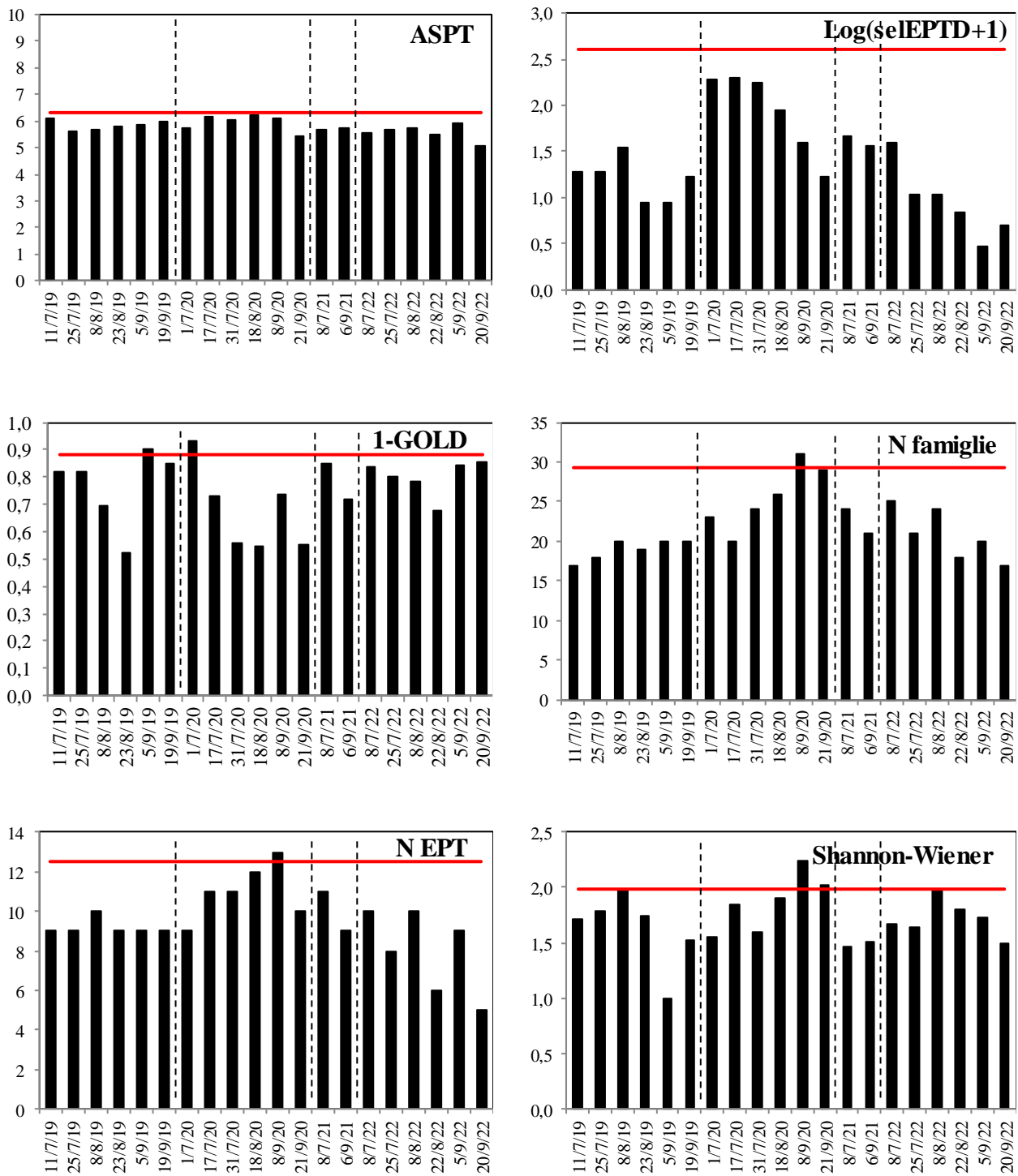


Figura 11. Andamento dei sei sub-indici che compongono l'indice normativo STAR_ICMi nei periodi di magra estiva. La linea rossa indica il valore di riferimento del corpo idrico considerato.

Il numero di famiglie totali e il numero di famiglie EPT presentano un andamento simile. Sono pressoché costanti nel 2019, hanno un trend in crescita nell'estate 2020 mentre un trend in decrescita, seppur con delle oscillazioni, nel 2022. Nel 2020 i valori medi di entrambi gli indici sono più alti (26 e 11) mentre il valore medio minimo è stato registrato nel 2019 per quanto riguarda il numero di

famiglie (19) e nel 2022 per quanto riguarda il numero di EPT (8). I valori massimi di entrambe queste metriche sono stati registrati dopo l'evento con portate più elevate che ha interrotto il periodo di magra sia nel 2019 che nel 2020. Anche l'indice di Shannon-Wiener presenta il valore massimo dopo tale evento. Il valore massimo registrato nel 2019 è stato però osservato nella stessa data anche nel 2022 in assenza di interruzioni del periodo di magra. Come per tutti gli altri indici eccetto 1-GOLD il valore medio massimo è stato rilevato nel 2020 (1,86), mentre il valore medio minimo è stato rilevato nel 2021 (1,49).

I valori più bassi di N EPT e $\text{Log}(\text{sel_EPTD}+1)$ rilevati nel 2022 sembrano essere responsabili dell'abbassamento dell'indice STAR_ICMi, così come nel 2019 per l'indice $\text{Log}(\text{sel_EPTD}+1)$.

Se si considerano invece i due indici sviluppati in maniera specifica per valutare l'impatto dell'alterazione idrologica non si osservano variazioni rilevanti (Figura 12). L'indice LIFE presenta valori medi compresi tra 7,6 e 7,9, mentre l'indice FLOW_T tra 0,52 e 0,60.

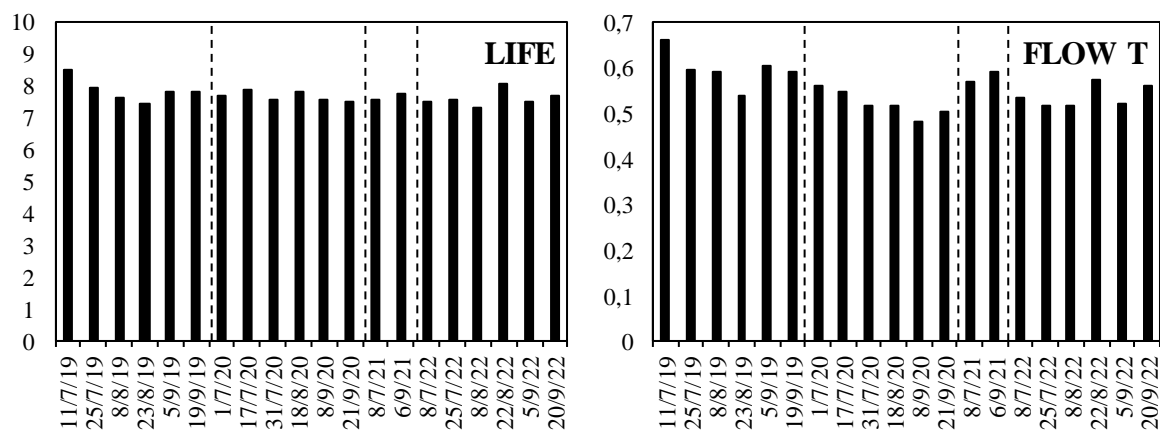


Figura 12. Andamento dei due indici specifici per l'alterazione idrologica nei periodi di magra estiva a T1.

Confronto della comunità di macroinvertebrati tra T1 e T2

Per quanto riguarda il periodo estivo è stato effettuato un confronto della composizione della comunità di macroinvertebrati bentonici campionata a T2 nel 2021 e 2022 con quella campionata a T1 (PERMANOVA, $F = 3,9$, $p = 0,0001$). In particolare, è stata osservata una differenza significativa tra le due stazioni nell'estate 2022 (Figura 13).

Nel 2022 a T1 c'è una maggior abbondanza di Hydropsychidae, Rhyacophilidae, *Dugesia* e Dreissenidae, mentre a T2 prevalgono gli altri taxa elencati in Tabella 4 tra cui i Neritidae. Considerando entrambi gli anni a T2 sono sempre più abbondanti gli Efemerotteri (*Baetis*, *Caenis*, *Ecdyonurus*, *Ephemerella*), *Leuctra* e i Simuliidae, oltre ai Neritidae (Tabella 4).

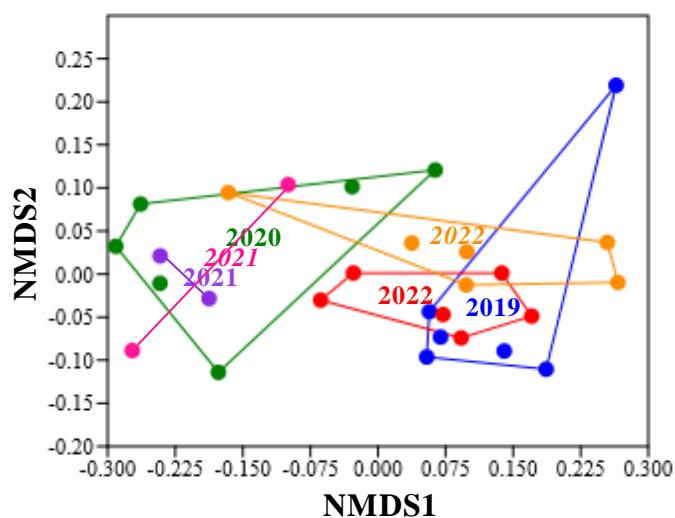


Figura 13. Ordinamento spaziale dei campioni di macroinvertebrati, raccolti a T1 e T2 nei periodi di magra estiva, basato sulla similarità nella composizione tassonomica tramite NMDS (stress =0,12).

Tabella 4. Tabella relativa all'analisi SIMPER con valori di dissimilarità media (DM) nella composizione tra i diversi periodi di magra estiva e tra le due stazioni di monitoraggio e il contributo percentuale (C %) dei taxa principali. Per ciascun taxon è riportato il valore di densità media nei quattro periodi indagati.

Taxon	2021 T1 vs T2	2022 T1 vs T2	T2 21 vs 22	Densità media (ind./0,5 m ²)			
	DM 40,55	DM 44,14	DM 60,61	T1 2021	T2 2021	T1 2022	T2 2022
Hydropsychidae	31,5	24,7	16,4	1560	825	531	400
<i>Baetis</i>	18,3	11,5	27,9	441	962	112	204
Simuliidae	17,2	12,9	17,5	103	399	80	180
Chironomidae	10,8	11,5	8,9	545	368	96	180
<i>Ephemerella</i>	5,5	1,3	5,2	37	170	3	19
<i>Leuctra</i>	4,0	1,9	5,9	98	199	33	36
Rhyacophilidae	3,1	2,1	2,4	74	80	26	12
<i>Ecdyonurus</i>	2,1	0,60	2,2	14	69	5	6
Hydroptilidae	1,5	4,8	1,9	43	2	14	52
<i>Caenis</i>	1,5	0,54	1,6	14	55	1	8
Neritidae	0,39	15,7	6,0	3	9	22	166
<i>Dugesia</i>	0,25	2,8	0,31	1	8	34	11
Dreissenidae	0	1,9	0,09	0	0	20	2

I valori di densità totale così come i valori di Log(selePTD+1), Shannon-Wiener e STAR_ICMi sono generalmente più elevati a T2 mentre ASPT e 1-GOLD a T1 (Tabella 5). Le differenze sono però statisticamente significative solo per 1-GOLD e Shannon-Wiener (Mann-Whitney, $p < 0,05$).

Gli indici LIFE e FLOW_T presentano invece valori molto simili, anche se l'indice Flow_T risulta significativamente più elevato a T1 che a T2 nel 2022 (Mann-Whitney, $p < 0,05$).

Tabella 5. Confronto dei principali indici riguardanti la comunità di macroinvertebrati bentonici tra T1 e T2 nei periodi di magra estiva 2021 e 2022.

		Densità (ind./m ²)	ASPT	Log(selePTD+1)	1-GOLD	N famiglie	N EPT	Shannon-Wiener	STAR_ICMi	LIFE	FLOW_T
8-lug-21	T1	4914	5,68	1,67	0,85	24	11	1,47	0,80	7,58	0,57
	T2	8408	5,62	2,35	0,85	22	10	1,87	0,86	8,06	0,58
6-set-21	T1	7038	5,76	1,57	0,72	21	9	1,50	0,75	7,74	0,59
	T2	4500	5,59	1,94	0,56	17	8	1,73	0,75	8,07	0,60
8-lug-22	T1	3318	5,57	1,59	0,84	25	10	1,67	0,79	7,48	0,54
	T2	6936	5,54	1,32	0,55	26	9	2,07	0,75	7,68	0,51
25-lug-22	T1	1688	5,68	1,04	0,80	21	8	1,65	0,70	7,59	0,52
	T2	2678	5,50	1,36	0,54	24	9	1,97	0,74	7,79	0,54
8-ago-22	T1	1470	5,71	1,04	0,78	24	10	1,97	0,75	7,32	0,52
	T2	1844	5,55	1,28	0,72	25	9	1,95	0,75	7,65	0,51
22-ago-22	T1	3130	5,50	0,85	0,68	18	6	1,80	0,63	8,07	0,57
	T2	2090	5,73	1,04	0,64	24	9	1,98	0,73	7,60	0,50
5-set-22	T1	1160	5,94	0,48	0,84	20	9	1,73	0,67	7,53	0,52
	T2	1332	5,39	0,00	0,61	20	6	2,01	0,55	7,63	0,47
20-set-22	T1	1460	5,07	0,70	0,86	17	5	1,49	0,57	7,69	0,56
	T2	1342	5,62	1,04	0,61	21	9	2,00	0,70	7,28	0,52

Confronto con i dati pregressi

Dal confronto con i dati pregressi raccolti nelle estati 2010-2015 nell'ambito della sperimentazione del DMV si evince come la composizione della comunità di macroinvertebrati bentonici sia abbastanza stabile. Per quanto riguarda T1 si osservano differenze significative nel 2019 e nel 2022 rispetto al periodo 2010-2015 (PERMANOVA, $F = 3,1$, $p = 0,0001$). Tale differenza è stata rilevata anche a T2 per l'estate 2022 (Figura 14). Queste differenze riguardano principalmente differenze di densità dei taxa più rappresentativi della comunità.

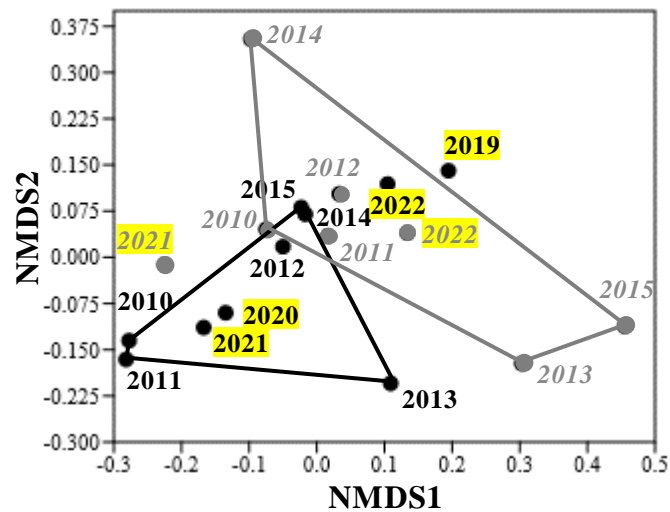


Figura 14. Ordinamento spaziale dei campioni di macroinvertebrati, raccolti a T1 (nero) e T2 (grigio) nei periodi di magra estiva, basato sulla similarità nella composizione tassonomica tramite NMDS (stress =0,11). Confronto con i dati pregressi (2010-2015).

I valori di tutte le metriche considerate, rilevati negli anni di progetto, sono inclusi nel range dei valori registrati nel periodo 2010-2015, fatta eccezione per i valori minimi di ASPT (5,07), N EPT (5) e STAR_ICMi (0,57) registrati nell'ultimo campionamento del 2022 (20/9/22) e di densità registrato il 23/8/2019 (764), e del valore massimo di ASPT rilevato il 18/8/20 (6,21) a T1, mentre per quanto riguarda T2 sono fuori dal range dei dati pregressi i valori minimi di ASPT (5,39), N EPT (6) e STAR_ICMi (0,55) rilevati nel penultimo campionamento del 2022 (5/9/22) e il valore massimo di densità osservato l'8/7/2021 (8408).

A T1, il valore medio registrato nel 2022 per la maggior parte delle metriche (eccetto Shannon-Wiener) è inferiore alla media del periodo 2010-2015. Anche nel 2019 sono stati registrati valori medi inferiori per tutti gli indici eccetto ASPT. Nel 2020 solo 1-GOLD è risultato inferiore mentre nel 2021 ASPT, Log(seLEPTD+1), 1-GOLD, Shannon-Wiener e STAR_ICMi, anche se con valori prossimi alla media dei dati pregressi. I valori di densità e STAR_ICMi registrati nel 2019 e nel 2022 sono significativamente diversi rispetto al progresso, anche di Log(seLEPTD+1) ma solo nel 2022 (Mann-Whitney, $p < 0,05$).

Anche a T2 il valore medio registrato nel 2022 per tutte le metriche eccetto la densità è inferiore alla media del periodo 2010-2015. Nel 2021 sono stati rilevati valori medi molto più alti relativamente alla densità e a Log(seLEPTD+1) mentre più bassi nel caso del numero di famiglie e Shannon-Wiener. Comunque solo gli indici ASPT, 1-GOLD e N EPT risultano significativamente minori nel 2022 rispetto al progresso (Mann-Whitney, $p < 0,05$).

Tabella 6. Statistiche descrittive dei principali indici riguardanti la struttura della comunità di macroinvertebrati a T1 e T2 nei periodi estivi 2010-2015 confrontati con le medie rilevate nelle estati dal 2019 al 2022.

			Densità (ind./m ²)	ASPT	Log(selEPTD+1)	1-GOLD	N famiglie	N EPT	Shannon-Wiener	STAR_ICMi
T1	2019	media	1418	5,85	1,21	0,77	19	9	1,62	0,72
	2020	media	6008	5,95	1,93	0,68	26	11	1,86	0,86
	2021	media	5976	5,72	1,62	0,78	23	10	1,49	0,78
	2022	media	2038	5,58	0,95	0,80	21	8	1,72	0,68
	2010-2015	media	4483	5,80	1,65	0,84	23	10	1,69	0,80
		mediana	3112	5,81	1,65	0,90	23	10	1,68	0,79
		deviazione standard	3999	0,18	0,74	0,16	5	2	0,33	0,09
		minimo	1722	5,54	0,00	0,41	17	7	1,07	0,64
		massimo	15332	6,16	2,71	0,98	33	13	2,52	0,97
T2	2021	media	6454	5,60	2,14	0,71	20	9	1,80	0,80
	2022	media	2704	5,55	1,01	0,61	23	9	2,00	0,70
	2010-2015	media	2328	5,90	1,30	0,75	26	10	2,06	0,80
		mediana	1286	5,80	1,43	0,81	27	10	1,98	0,81
		deviazione standard	2111	0,35	0,67	0,18	6	2	0,31	0,11
		minimo	372	5,52	0,00	0,37	13	7	1,65	0,63
		massimo	7542	6,68	2,54	0,93	34	13	2,55	0,99

RISULTATI - PERIODO INVERNALE (da novembre ad aprile)

Andamento delle portate

Nell'inverno 2019-2020 il periodo di magra è iniziato il 28 gennaio 2020 e si è concluso il 12 maggio 2020, per una durata complessiva di 104 giorni con una sola interruzione dal 3 al 9 marzo (7 giorni) in cui la portata ha raggiunto valori compresi tra 68.5 e 71.5 m³/s (Figura 15).

Nell'inverno 2020-2021 il periodo di magra è iniziato il 19 novembre 2020 ed è terminato il 12 maggio 2021 per un totale di 174 giorni. Dall'inizio della magra fino al 31 dicembre 2020 la portata è risultata essere uguale al valore di DMV stabilito per legge per questo periodo dell'anno, ossia 31 m³/s. Dal primo gennaio 2021, sempre nel rispetto della normativa vigente, la portata è stata ridotta a 24 m³/s. A partire dal 9 febbraio 2021 la portata rilasciata a valle della Diga del Panperduto ha subito un incremento di più del doppio, passando da 24 a 62-65 m³/s. Tale valore si è mantenuto pressoché costante fino al 18 marzo 2021 per un totale di 38 giorni. Da tale data la portata è tornata al valore di DMV (24 m³/s) fino alla fine del periodo di magra invernale (Figura 15).

Nell'inverno 2021-2022 il periodo di magra è iniziato il 23 novembre 2021 ed è proseguito senza interruzioni fino alla fine dell'estate (Figura 15).

I tre periodi invernali monitorati hanno quindi presentato un andamento delle portate molto diverso, soprattutto con una durata della magra differente.

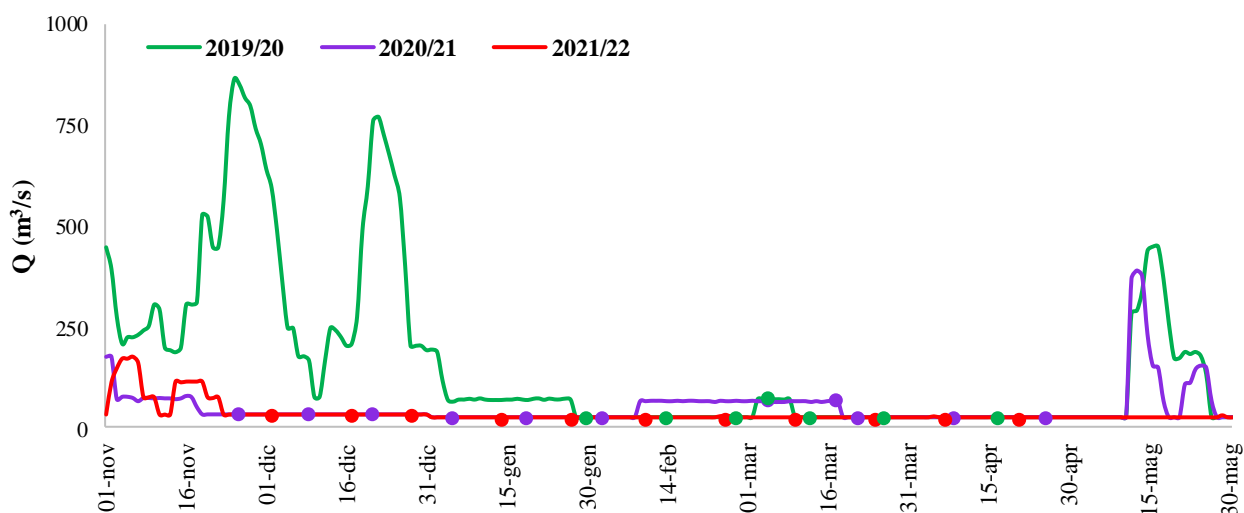


Figura 15. Andamento delle portate nel periodo invernale con indicate le date di campionamento della comunità di macroinvertebrati bentonici per i quattro anni di Progetto (2019-2022).

Sono stati effettuati sette campionamenti di macroinvertebrati bentonici nell'inverno 2019-2020 a T1 e undici campionamenti negli inverni 2020-2021 e 2021-2022 sia a T1 che a T2. I campionamenti

sono stati svolti sempre in condizioni di DMV, ad eccezione di tre date nel 2021 che sono servite per comprendere cosa sia successo alla comunità durante i giorni in cui c'è stata una portata maggiore del DMV (5/3/21) e nel giorno in cui c'è stato il cambio di portata (18/3/21).

Oltre alle differenze di portata registrate durante la magra, si possono notare differenze rilevanti anche nei 90 giorni precedenti al primo campionamento di macroinvertebrati bentonici che potrebbero aver influenzato la comunità (Tabella 7). In particolare i valori medi sono diminuiti dall'inverno 2019/2020 all'inverno 2021/2022 così come le mediane. I valori massimi sono stati più alti nel periodo 2020/2021 così come il coefficiente di variazione. Il periodo 2021/2022 si caratterizza per il numero maggiore di giorni di DMV.

Tabella 7. Statistiche descrittive delle portate registrate nei 90 giorni precedenti al primo campionamento di macroinvertebrati bentonici per ciascun periodo di magra invernale.

	2019/2020	2020/2021	2021/2022
Media	290	218	93
Mediana	206	71	31
Deviazione standard	239	321	93
Minimo	24	17	31
Massimo	862	1361	377
Coefficiente di variazione	82	147	100
Numero di giorni di DMV	2	38	48

Andamento dei parametri chimico-fisici

In Figura 16 si può osservare un confronto tra gli andamenti dei principali parametri chimico-fisici dell'acqua (temperatura, concentrazione di ossigeno disciolto, pH e conducibilità) registrati in continuo, con cadenza di trenta minuti, dalla sonda multiparametrica posizionata presso la stazione T2 nei periodi di magra invernale 2020/2021 e 2021/2022.

L'andamento della temperatura è molto simile nei due periodi monitorati fatta eccezione per un aumento dei valori a febbraio-marzo 2021 corrispondente con il periodo di aumento delle portate che ha interrotto la magra. Infatti il valore medio (10,5°C e 9,5°C) e quello massimo (15,2°C e 13,8°C) sono risultati superiori nel periodo 2020/2021 rispetto al 2021/2022. Il valore minimo (7,2 e 7 °C) e il coefficiente di variazione (18% e 17%) sono invece simili.

Anche l'andamento della concentrazione di ossigeno disciolto è simile tra i due periodi con valori leggermente più alti e meno variabili nel periodo 2021/2022. Nell'inverno 2020/2021 si è registrato

un valore medio di 10,2 mg/L, un range di 8-14,9 mg/L e un coefficiente di variazione pari a 15%, mentre nell'inverno 2021/2022 si è registrato un valore medio di 11,1 mg/L, un range di 8,8-15,4 mg/L e un coefficiente di variazione pari a 9%.

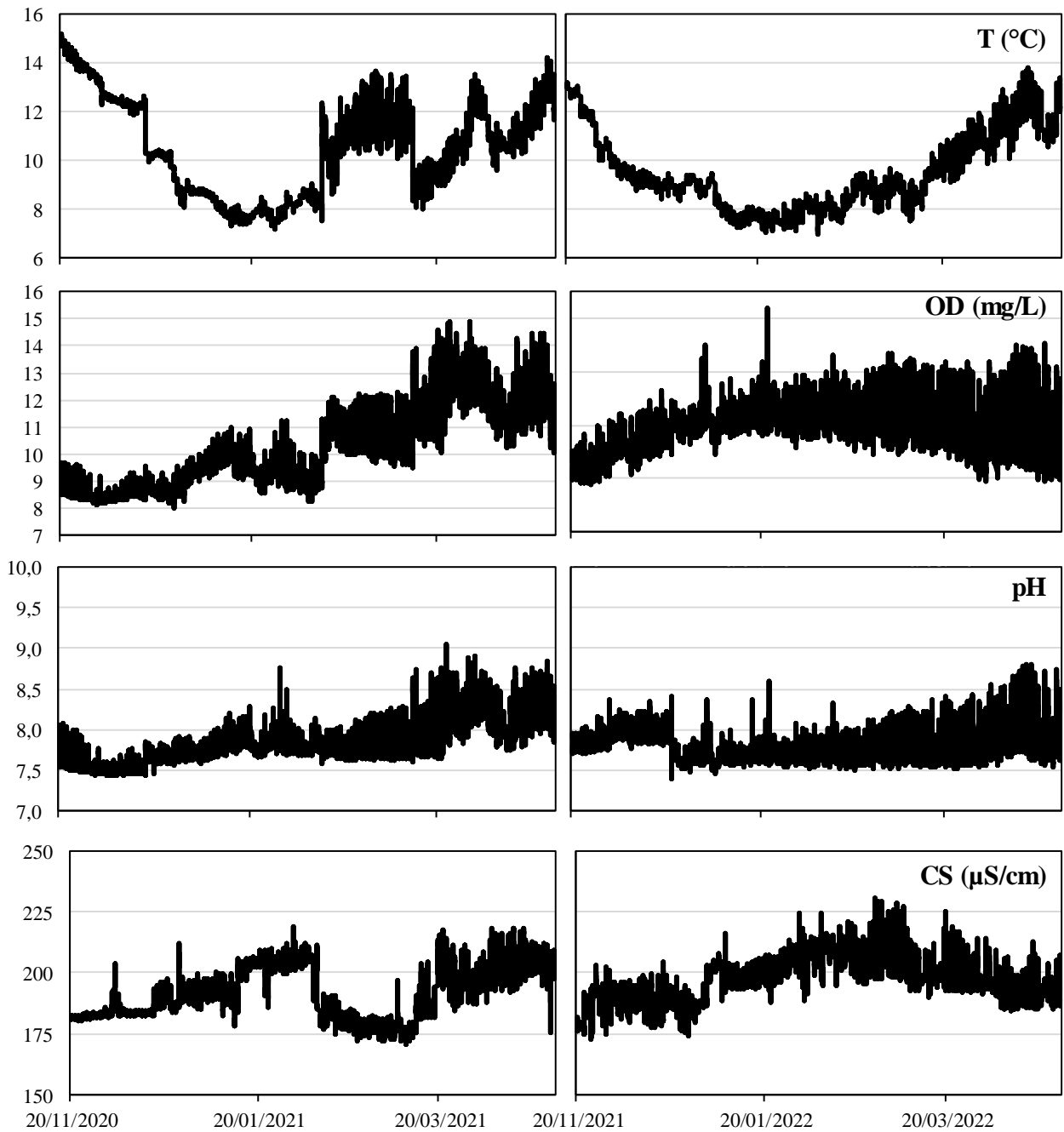


Figura 16. Andamento di temperatura, concentrazione di ossigeno disciolto, pH e conducibilità specifica registrati dalla sonda posizionata a T2.

I valori medio, minimo e massimo di pH registrati nei due periodi sono pressoché identici (7,9, 7,4 e 9 nel 2020/2021 e 7,8, 7,4 e 8,8 nel 2021/2022) con un coefficiente di variazione del 3% in entrambi i casi.

Così come per la temperatura, anche l'andamento della conducibilità nel periodo 2020/2021 è influenzato dall'aumento delle portate che ha determinato un abbassamento nel valore di tale parametro. Nonostante questa differenza i valori medi (192 e 197 $\mu\text{S}/\text{cm}$), minimo (170 e 173 $\mu\text{S}/\text{cm}$) e massimo (219 e 231 $\mu\text{S}/\text{cm}$) sono simili così come il coefficiente di variazione (6 e 5%).

Nei 90 giorni precedenti al primo campionamento di macroinvertebrati bentonici del periodo di magra invernale 2021/2022 sono stati registrati valori medi di temperatura, ossigeno disciolto, pH e conducibilità pari a 17,1°C, 9 mg/L, 8 e 181 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Andamento della comunità di macroinvertebrati a T1

Nell'inverno 2021/2022 sono stati registrati valori di densità superiori ai due precedenti inverni, con una media pari a 9717 ind./m² nel 2021/2022 rispetto a 5083 ind./m² nel 2019/2020 e 4223 ind./m² nel 2020/2021. Anche in questo periodo, così come in estate, la comunità è sempre dominata dai tre ordini di insetti Efemerotteri, Tricotteri e Ditteri (Figura 17).

In tutti e tre i periodi considerati la densità relativa di EPT è aumentata nel tardo inverno – inizio primavera a dispetto della presenza o meno dell'evento con portate più elevate che ha interrotto il periodo di magra nel 2019/2020 e 2020/2021. Il valore medio è però variabile, da un minimo di 34% nel 2020/2021 a un massimo di 59% nel 2021/2022 (Figura 18). La densità relativa di Chironomidae mostra un andamento quasi speculare rispetto alla densità relativa di EPT, con una decrescita nel tardo inverno – inizio primavera. In questo caso sono stati registrati valori medi simili nel 2019/2020 (38%) e 2021/2022 (34%) e più elevati nel 2020/2021 (54%) (Figura 18).

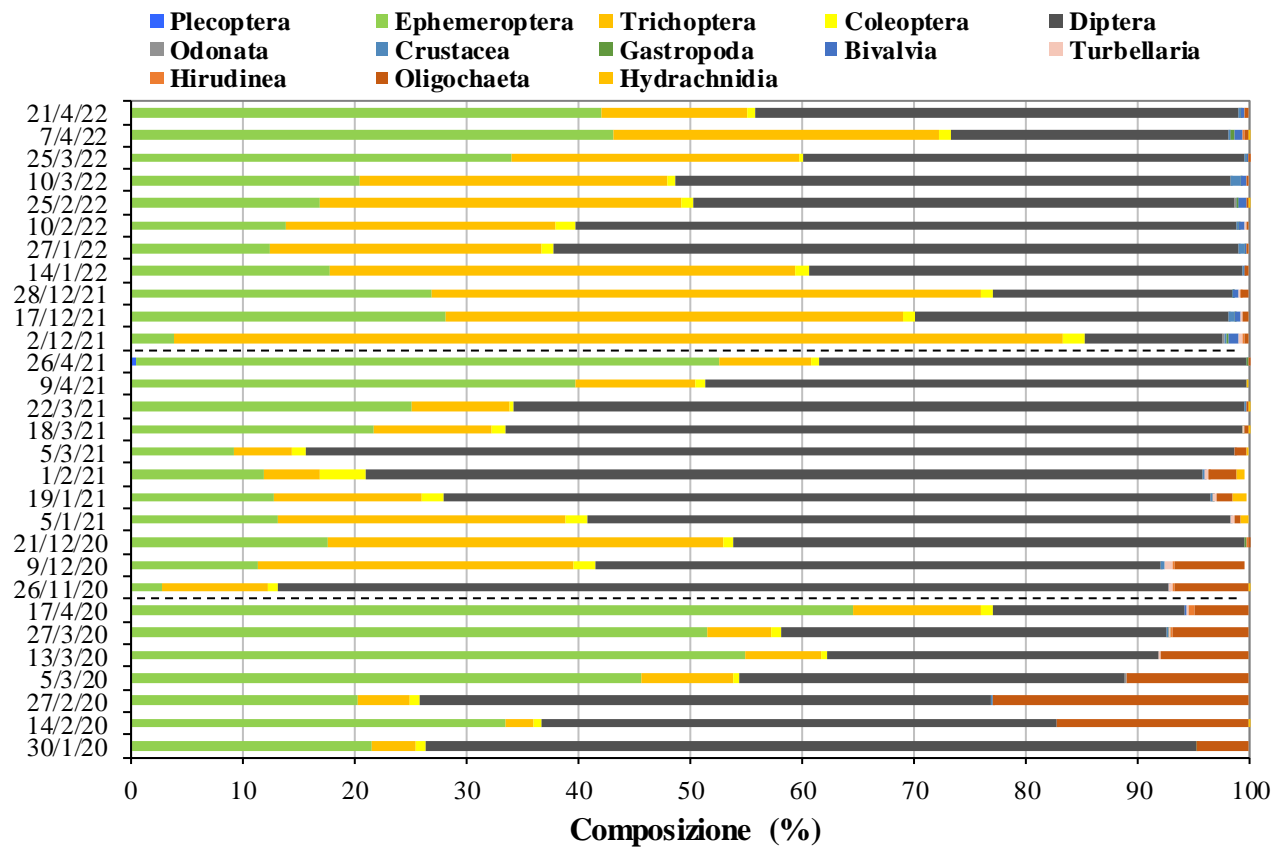
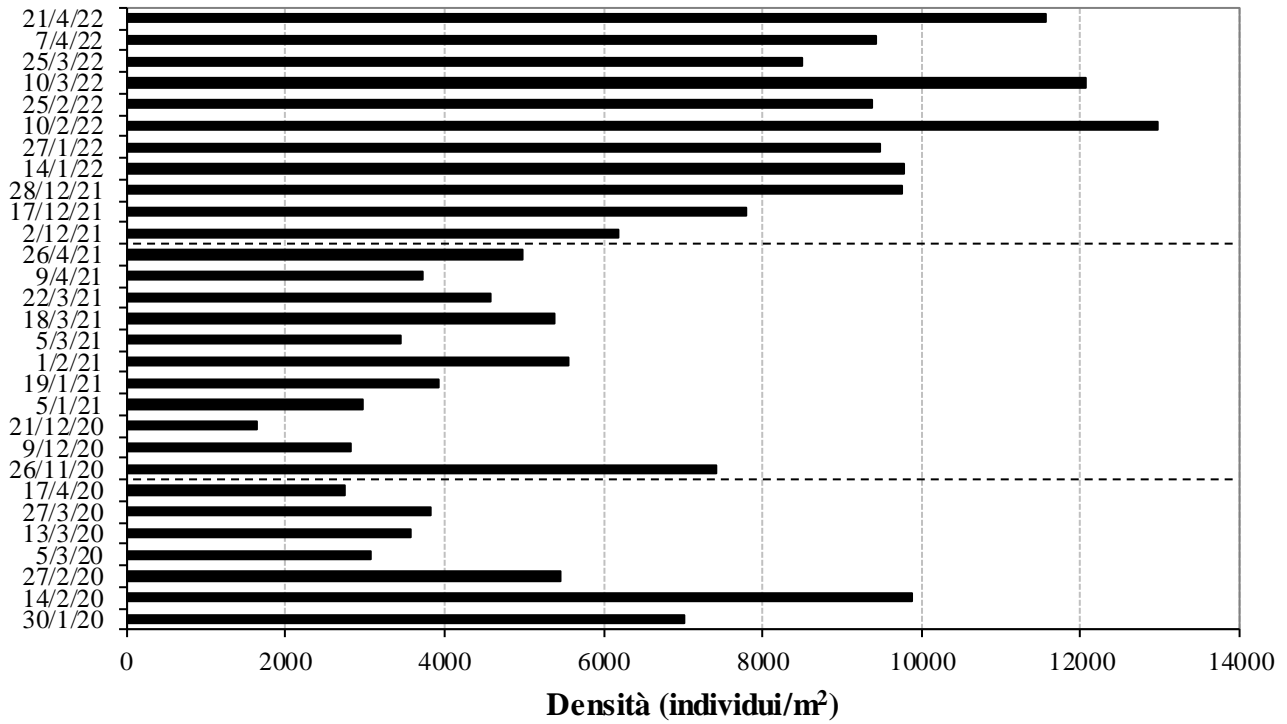


Figura 17. Andamento della densità totale di macroinvertebrati bentonici e della composizione percentuale dei principali gruppi tassonomici nei periodi di magra invernale a T1.

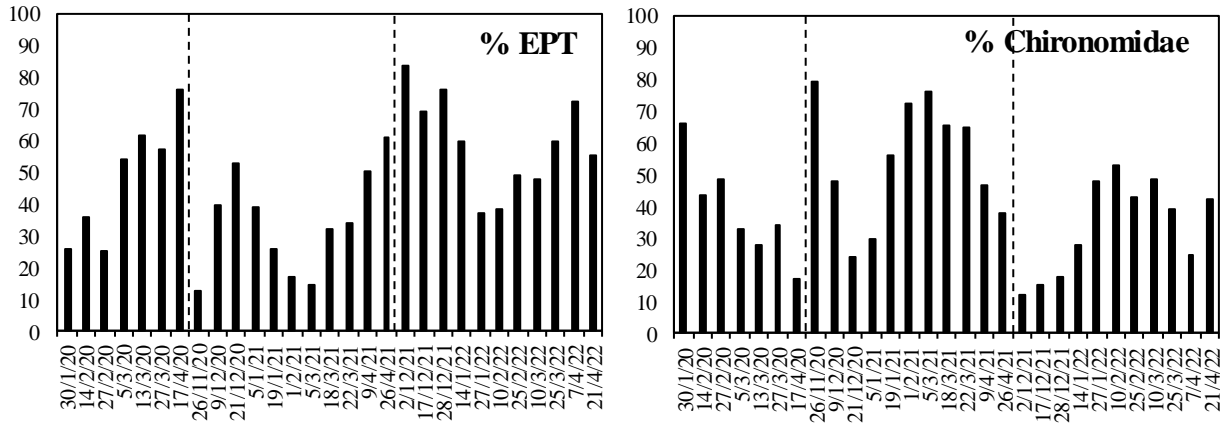


Figura 18. Andamento della densità relativa di EPT e Chironomidae nei periodi di magra invernale a T1.

La composizione della comunità nei tre periodi è significativamente differente (PERMANOVA, $F = 11,7$, $p = 0,0001$, Figura 19).

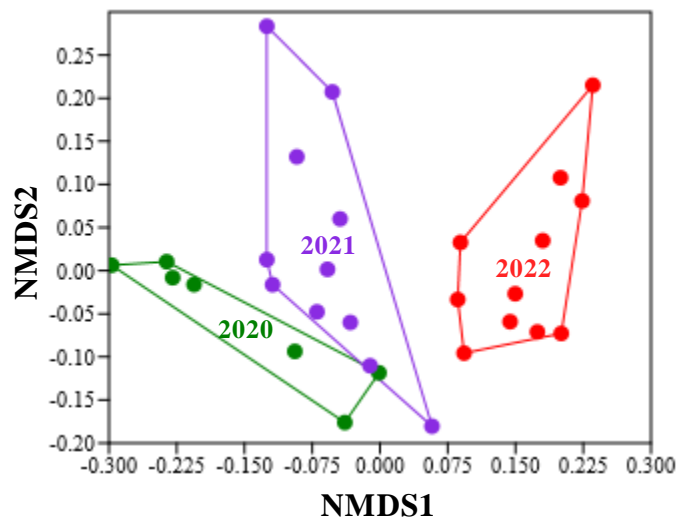


Figura 19. Ordinamento spaziale dei campioni di macroinvertebrati, raccolti durante i periodi di magra invernale dal 2019 al 2022, basato sulla similarità nella composizione tassonomica della comunità tramite NMDS ($stress = 0,16$).

Nell’inverno 2021/2022 è stata registrata una densità maggiore della maggior parte dei taxa elencati in Tabella 8, eccetto *Ephemerella*, Naididae e Propappidae che sono più abbondanti nel 2019/2020.

Tabella 8. Tabella relativa all'analisi SIMPER con valori di dissimilarità media (DM) nella composizione tra i diversi periodi di magra invernale e il contributo percentuale (C %) dei taxa principali. Per ciascun taxon è riportato il valore di densità media nei quattro periodi indagati.

Taxon	20 vs 21	20 vs 22	21 vs 22	Densità media (ind./0,5 m ²)		
	DM 47,78 C %	DM 64,16 C %	DM 57,15 C %	2019/2020	2020/2021	2021/2022
Chironomidae	39,6	23,5	25,9	1090	1250	1730
<i>Ephemerella</i>	24,7	13,5	8,6	734	268	226
Hydropsychidae	7,2	25,5	26,4	79	222	1240
Naididae	7,2	3,8	0,92	193	40	0
<i>Baetis</i>	5,8	14,3	18,3	186	104	820
Simuliidae	5,1	4,7	5,6	58	104	235
Propappidae	4,7	2,2	0	113	0	0
<i>Caenis</i>	1,6	1,8	1,5	4	37	92
Elmidae	0,89	0,75	0,86	20	32	53
Rhyacophilidae	0,74	2,5	2,9	32	31	141
Psychomyiidae	0,52	4,2	5,1	11	0	178
Hydroptilidae	0,04	0,91	1,1	1	0	39

I valori dell'indice STAR_ICMi corrispondono prevalentemente a uno stato ecologico sufficiente nel 2019/2020 e 2020/2021 mentre a uno stato ecologico buono nel 2021/2022 (Figura 20). Le medie dei tre periodi sono infatti pari a 0,69, 0,60 e 0,75.

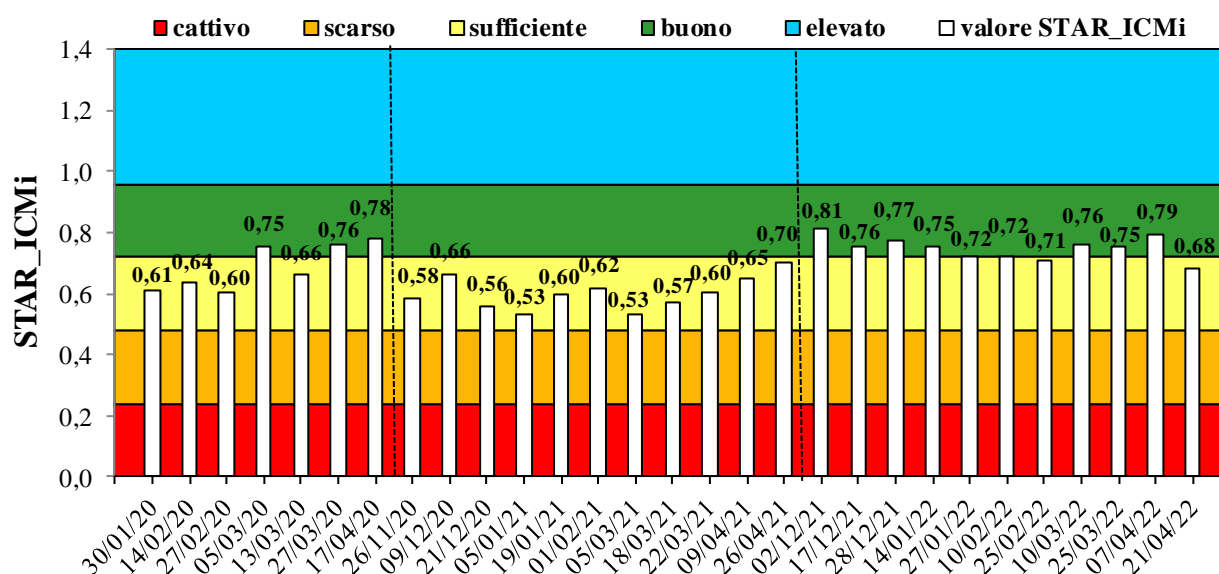


Figura 20. Andamento dell'indice normativo STAR_ICMi nei periodi di magra invernale a T1.

Tra le sottometriche che compongono l'indice STAR_ICMi (Figura 21), Log(selEPTD+1) e 1-GOLD sono le più variabili (range 0,48-1,93 e 0,14-0,87) ed entrambe hanno valori medi più elevati nel 2022 rispetto agli altri anni (1,70 vs 0,80-1,10 e 0,61 vs 0,37-0,49).

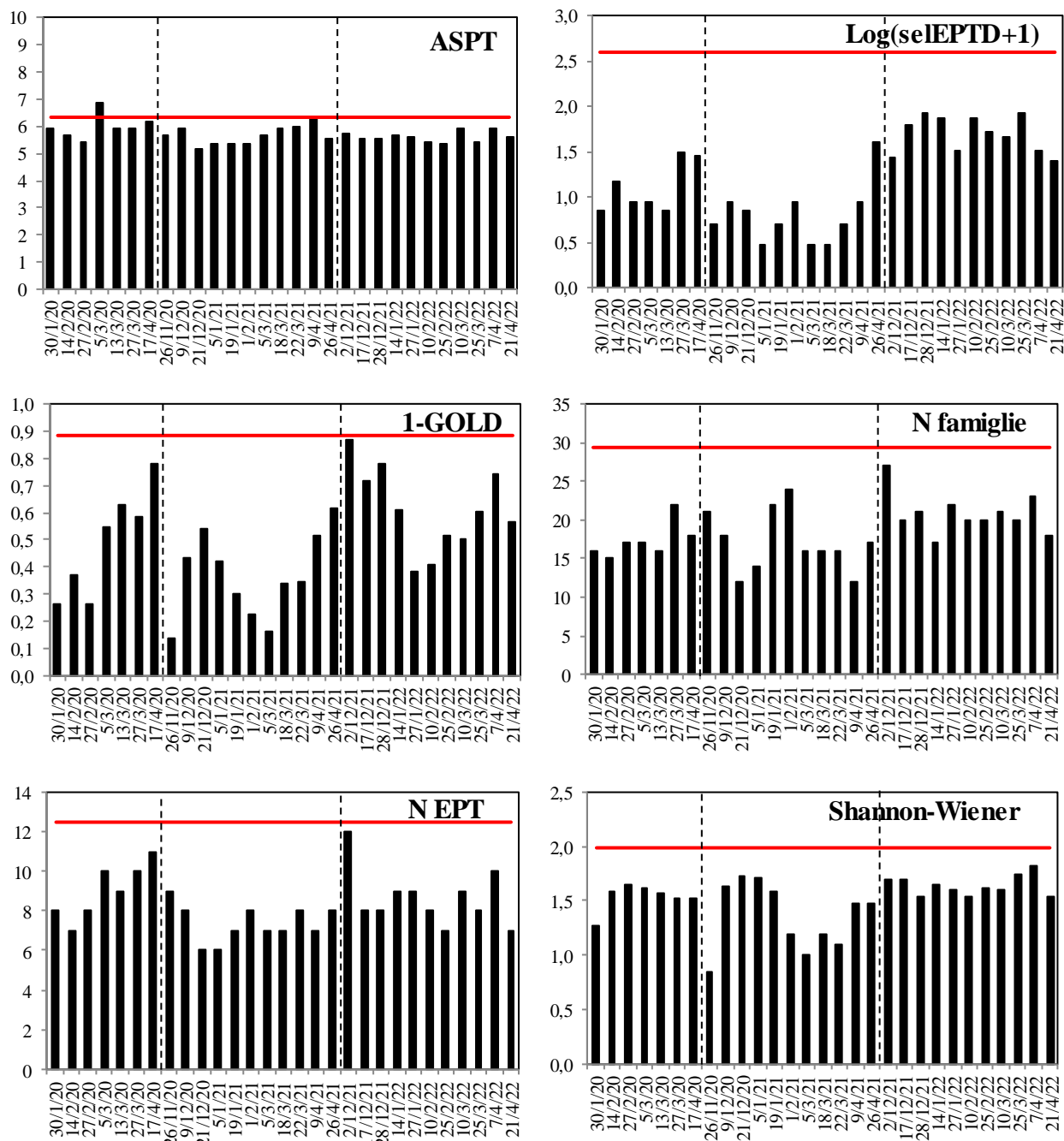


Figura 21. Andamento dei sei sub-indici che compongono l'indice normativo STAR_ICMi nei periodi di magra invernale. La linea rossa indica il valore di riferimento del corpo idrico considerato.

Anche il numero di famiglie totale e di famiglie EPT è in media più elevato nel 2022, con un picco nel primo campionamento e valori più bassi e simili tra loro nei campionamenti successivi (Figura 21).

L'indice ASPT è pressoché costante variando da 5,17 a 6,88 e con valori medi compresi tra 5,60 e 5,99. Anche l'indice di Shannon-Wiener mostra variazioni contenute in un range 0,84-1,82, più variabile nel 2020/2021, e con medie comprese tra 1,36 e 1,64 (Figura 21).

Gli eventi con portata più elevata che hanno interrotto i periodi di magra nel 2019/2020 e 2020/2021 non sembrano aver influenzato l'andamento di queste metriche.

Come durante la magra estiva, anche durante la magra invernale gli indici di alterazione idrologica subiscono poche variazioni (Figura 22). L'indice LIFE varia da un minimo di 7,43 a un massimo di 8,64, con valori medi pari a 8,28, 8,11 e 7,85 rispettivamente nell'inverno 2019/2020, 2020/2021 e 2021/2022. L'indice Flow_T varia da un minimo di 0,47 a un massimo di 0,63, con valori medi pari a 0,57, 0,57 e 0,52 rispettivamente nell'inverno 2019/2020, 2020/2021 e 2021/2022.

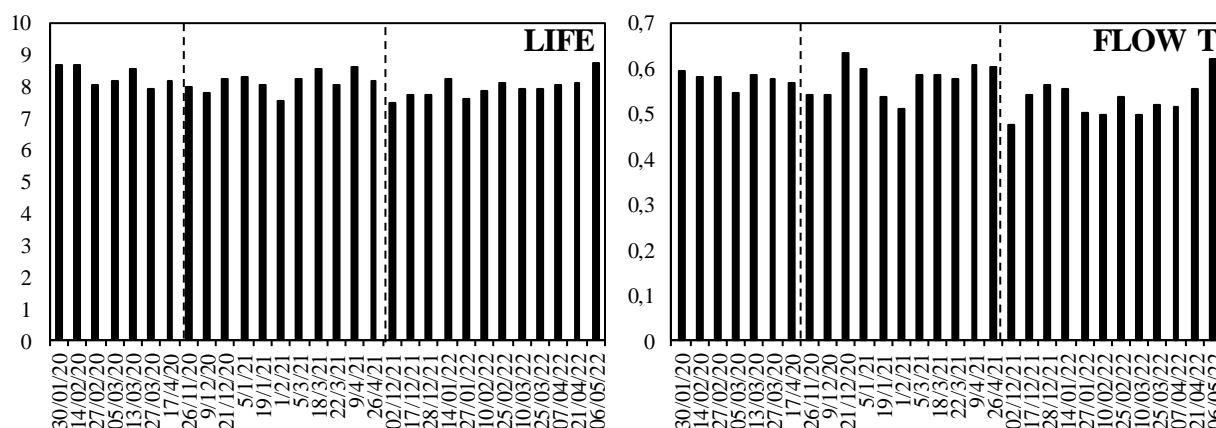


Figura 22. Andamento dei due indici specifici per l'alterazione idrologica nei periodi di magra invernale a T1.

Confronto della comunità di macroinvertebrati tra T1 e T2

Per quanto riguarda il periodo invernale è stato effettuato un confronto della composizione della comunità di macroinvertebrati bentonici campionata a T2 nell'inverno 2020/2021 e nell'inverno 2021/2022 con quella campionata a T1 (PERMANOVA, $F = 8,0$, $p = 0,0001$). In particolare, è stata osservata una differenza significativa tra le due stazioni nell'inverno 2021/2022 e anche tra i due periodi invernali a T2 (Figura 23). Nello specifico, nell'inverno 2021/2022 è stata rilevata una densità maggiore di Chironomidae, *Baetis*, Hydropsychidae e Psychomyiidae a T1 mentre a T2 prevalgono Simuliidae, *Caenis*, *Ecdyonurus* e Asellidae (Tabella 9).

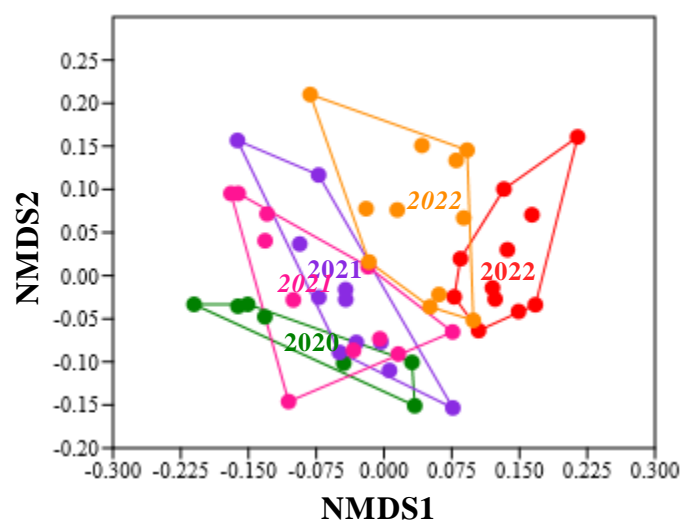


Figura 23. Ordinamento spaziale dei campioni di macroinvertebrati, raccolti a T1 e T2 nei periodi di magra invernale, basato sulla similarità nella composizione tassonomica tramite NMDS (stress =0,21).

Tabella 9. Tabella relativa all'analisi SIMPER con valori di dissimilarità media (DM) nella composizione tra i diversi periodi di magra invernale e tra le due stazioni di monitoraggio e il contributo percentuale (C %) dei taxa principali. Per ciascun taxon è riportato il valore di densità media nei quattro periodi indagati.

Taxon	2020/21	2021/22	T2	Densità media			
	T1 vs T2	T1 vs T2	2020/21 vs 2021/22	(ind./0,5 m ²)			
	DM	DM	DM	T1 20/21	T2 20/21	T1 21/22	T2 21/22
	C %	C %	C %				
Chironomidae	43,65	48,64	53,3	1250	990	1730	903
<i>Ephemerella</i>	43,8	29,3	24,6	268	227	226	211
<i>Baetis</i>	14,7	8,4	10,1	104	347	820	585
Hydropsychidae	13,5	10,7	18,5	222	122	1240	382
Simuliidae	8,2	23,1	10,4	104	89,2	235	305
Naididae	6,9	7,9	9,7	39,5	40,8	0	0
<i>Caenis</i>	3,2	0	1,7	36,8	61,8	91,9	165
Elmidae	2,1	3,2	4,2	31,8	14,5	52,6	39,4
<i>Ecdyonurus</i>	1,9	0,73	1,4	3	33,1	26,4	127
Rhyacophilidae	1,3	2,63	4,3	30,5	24,1	141	147
Asellidae	1,1	3,22	5,8	1,27	5	12,5	122
Psychomyiidae	0,30	2,84	4,3	0,273	0,818	178	45,4
	0,06	4,94	1,6				

Come per il periodo estivo, Log(selEPTD+1), Shannon-Wiener e STAR_ICMi sono generalmente maggiori a T2 rispetto a T1. In particolare, sono state rilevate differenze statisticamente significative tra le due stazioni di monitoraggio per quanto riguarda Log(selEPTD+1) e STAR_ICMi in tutti e due i periodi invernali, mentre solo nel 2021/2022 per quanto riguarda Shannon-Wiener (Mann-Whitney, $p < 0,05$). In questo periodo è stata rilevata anche una densità significativamente maggiore a T1 (Mann-Whitney, $p < 0,05$).

Gli altri indici presentano valori molto simili e comunque non statisticamente differenti tra T1 e T2 (Tabella 10).

Tabella 10. Confronto dei principali indici riguardanti la comunità di macroinvertebrati bentonici tra T1 e T2 nei periodi di magra invernale 2020/2021 e 2021/2022.

		Densità (ind./m ²)	ASPT	Log(selEPTD+1)	1-GOLD	N famiglie	N EPT	Shannon-Wiener	STAR_ICMi	LIFE	FLOW_T
26-nov-20	T1	7416	5,65	0,70	0,14	21	9	0,84	0,58	7,93	0,54
	T2	2832	5,57	0,70	0,26	25	10	1,32	0,64	7,21	0,37
09-dic-20	T1	2816	5,94	0,95	0,43	18	8	1,63	0,66	7,79	0,54
	T2	2400	5,50	1,36	0,37	20	7	1,88	0,68	7,77	0,52
21-dic-20	T1	1644	5,17	0,85	0,54	12	6	1,73	0,56	8,20	0,63
	T2	1906	5,59	1,18	0,41	20	8	2,01	0,69	7,47	0,52
05-gen-21	T1	2980	5,33	0,48	0,42	14	6	1,71	0,53	8,30	0,60
	T2	1724	5,54	1,40	0,45	15	6	1,94	0,66	8,36	0,58
19-gen-21	T1	3930	5,35	0,70	0,30	22	7	1,58	0,60	8,00	0,53
	T2	2092	5,69	1,40	0,34	17	8	1,64	0,68	7,93	0,57
01-feb-21	T1	5568	5,35	0,95	0,23	24	8	1,19	0,62	7,53	0,51
	T2	2944	5,33	1,65	0,40	18	7	1,59	0,68	7,85	0,54
05-mar-21	T1	3438	5,69	0,48	0,16	16	7	1,01	0,53	8,18	0,59
	T2	3726	5,71	1,40	0,22	15	7	0,99	0,63	8,08	0,59
18-mar-21	T1	5392	5,93	0,48	0,34	16	7	1,19	0,57	8,50	0,58
	T2	5380	5,75	1,57	0,26	17	8	1,03	0,67	8,14	0,56
22-mar-21	T1	4574	6,00	0,70	0,35	16	8	1,10	0,60	8,00	0,58
	T2	5768	6,00	1,84	0,39	16	8	1,24	0,73	8,08	0,59
09-apr-21	T1	3716	6,30	0,95	0,52	12	7	1,47	0,65	8,60	0,61
	T2	4890	5,55	1,84	0,64	12	6	1,50	0,69	8,30	0,59
26-apr-21	T1	4984	5,56	1,61	0,62	17	8	1,47	0,70	8,14	0,60
	T2	10218	6,00	2,67	0,63	16	10	1,64	0,86	8,46	0,59

		Densità (ind./m ²)	ASPT	Log(seEPTD+1)	1-GOLD	N famiglie	N EPT	Shannon-Wiener	STAR_ICMi	LIFE	FLOW_T
02-dic-21	T1	6200	5,76	1,43	0,87	27	12	1,69	0,81	7,43	0,47
	T2	3166	6,00	2,12	0,75	18	9	1,82	0,83	8,36	0,55
17-dic-21	T1	7786	5,53	1,80	0,71	20	8	1,69	0,76	7,71	0,54
	T2	5248	5,61	2,45	0,73	19	8	1,98	0,84	7,65	0,55
28-dic-21	T1	9746	5,53	1,93	0,78	21	8	1,54	0,77	7,71	0,56
	T2	5778	5,57	2,19	0,55	15	8	1,77	0,76	8,00	0,58
14-gen-22	T1	9790	5,67	1,86	0,61	17	9	1,65	0,75	8,23	0,55
	T2	7868	5,75	2,54	0,63	21	9	2,15	0,87	7,78	0,50
27-gen-22	T1	9486	5,60	1,52	0,39	22	9	1,60	0,72	7,61	0,50
	T2	8510	6,05	2,24	0,36	22	10	1,43	0,83	7,84	0,54
10-feb-22	T1	12968	5,39	1,88	0,41	20	8	1,54	0,72	7,81	0,50
	T2	6370	5,67	2,21	0,40	21	9	1,68	0,80	7,94	0,53
25-feb-22	T1	9374	5,35	1,72	0,51	20	7	1,61	0,71	8,07	0,53
	T2	3698	5,71	2,47	0,59	18	8	1,90	0,83	7,80	0,56
10-mar-22	T1	12060	5,89	1,67	0,50	21	9	1,60	0,76	7,88	0,49
	T2	8230	5,44	2,66	0,61	20	8	1,98	0,84	7,81	0,53
25-mar-22	T1	8496	5,42	1,93	0,60	20	8	1,73	0,75	7,88	0,52
	T2	5596	5,57	2,54	0,69	24	8	2,09	0,87	7,79	0,49
07-apr-22	T1	9418	5,90	1,52	0,74	23	10	1,82	0,79	8,00	0,51
	T2	5970	5,68	2,37	0,76	20	9	2,02	0,85	8,00	0,55
21-apr-22	T1	11568	5,59	1,40	0,56	18	7	1,53	0,68	8,07	0,55
	T2	7502	5,43	2,37	0,67	15	7	1,78	0,77	8,50	0,59

Confronto con i dati pregressi

Dal confronto con i dati pregressi raccolti negli inverni 2010-2015 nell'ambito della sperimentazione del DMV si evince come la composizione della comunità di macroinvertebrati bentonici rilevata nell'inverno 2015 a T2 sia più distante da quella rilevata negli altri anni. In quell'inverno era stata rilevata una densità particolarmente bassa della comunità, caratterizzata dalla quasi esclusiva presenza di Chironomidae.

Per quanto riguarda T1 si osservano differenze significative in tutti e tre gli inverni monitorati rispetto al periodo 2010-2015 (PERMANOVA, $F = 5,2$, $p = 0,0001$). Tale differenza è stata rilevata anche a T2 per entrambi gli inverni monitorati (Figura 24).

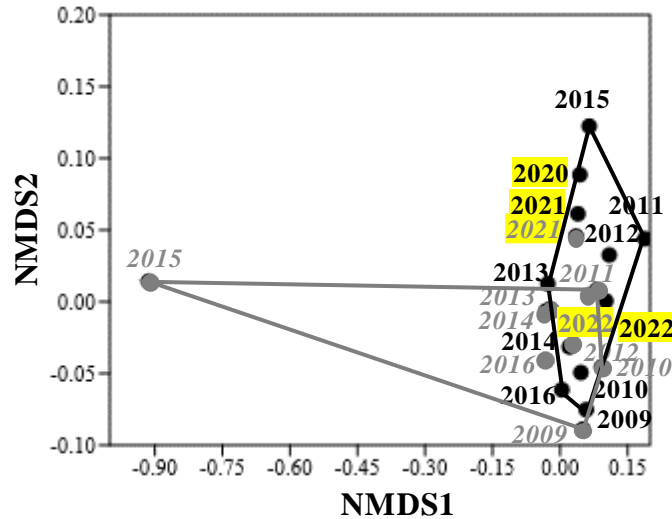


Figura 24. Ordinamento spaziale dei campioni di macroinvertebrati, raccolti a T1 (nero) e T2 (grigio) nei periodi di magra invernale, basato sulla similarità nella composizione tassonomica tramite NMDS (stress =0,18). Confronto con i dati pregressi (2010-2015).

A T1, nel periodo invernale 2020/2021 i valori medi di tutti gli indici sono risultati inferiori alla media dei dati raccolti dal 2010 al 2015. Differenze statisticamente significative sono state rilevate per Lod(selEPTD+1), N famiglie, N EPT e STAR_ICMi (Mann-Whitney, $p < 0,05$). Anche nel 2019/2020 la maggior parte degli indici, eccetto ASPT e N EPT ha valore medio inferiore. Nel periodo invernale 2021/2022 invece la media di densità, Log(selEPTD+1), 1-GOLD e Shannon-Wiener è più alta rispetto alla media dei dati pregressi (Tabella 11).

A T2 i valori medi di densità e Log(selEPTD+1) sono più alti della media pregressa in entrambi gli inverni, mentre solo nel 2021/2022 per quanto riguarda l'indice STAR_ICMi (Tabella 11). Differenze statisticamente significative con i dati pregressi sono state rilevate per densità, Log(selEPTD+1), 1-GOLD e N famiglie nel 2021/2022 e per 1-GOLD, N famiglie, N EPT, Shannon-Wiener e STAR_ICMi nel 2020/2021 (Mann-Whitney, $p < 0,05$).

Sia a T1 che a T2 sono stati rilevati valori minimi e massimi al di fuori del range pregresso, in particolare i valori minimi della maggior parte degli indici osservati a T2 nell'inverno 2020/2021.

Tabella 11. Statistiche descrittive dei principali indici riguardanti la struttura della comunità di macroinvertebrati a T1 e T2 nei periodi invernali 2010-2015 confrontati con le medie rilevate negli inverni dal 2019 al 2022.

			Densità (ind./m ²)	ASPT	Log(seIPTD+1)	1-GOLD	N famiglie	N EPT	Shannon-Wiener	STAR_ICMi
T1	2019/20	media	5083	5,99	1,10	0,49	17	9	1,53	0,69
	2020/21	media	4223	5,66	0,80	0,37	17	7	1,36	0,60
	2021/22	media	9717	5,60	1,70	0,61	21	9	1,64	0,75
	2010-2015	media	8227	5,90	1,53	0,56	23	9	1,58	0,77
		mediana	4328	5,93	1,47	0,58	24	10	1,61	0,79
		deviazione standard	9627	0,22	0,71	0,27	7	2	0,37	0,11
		minimo	486	5,50	0,48	0,05	7	5	0,78	0,51
massimo	37268	6,19	2,36	0,96	32	12	2,27	0,91		
T2	2020/21	media	3989	5,66	1,55	0,40	17	8	1,53	0,69
	2021/22	media	6176	5,68	2,38	0,61	19	8	1,87	0,83
	2010-2015	media	2328	5,90	1,30	0,75	26	10	2,06	0,80
		mediana	1286	5,80	1,43	0,81	27	10	1,98	0,81
		deviazione standard	2111	0,35	0,67	0,18	6	2	0,31	0,11
		minimo	372	5,52	0,00	0,37	13	7	1,65	0,63
massimo	7542	6,68	2,54	0,93	34	13	2,55	0,99		

CONCLUSIONI

In sintesi, nei quattro anni di Progetto (2019-2022) gli andamenti delle portate sono stati differenti sia nel periodo di magra estiva che in quello di magra invernale. Questo ha permesso di valutare eventuali cambiamenti nella comunità di macroinvertebrati bentonici raccolti in due stazioni di monitoraggio del Fiume Ticino che differiscono soprattutto per i valori di portata registrati nei periodi di magra (in media 7 m³/s in più a T2 rispetto a T1). Alcuni periodi di magra, sia estiva che invernale, sono stati interrotti da eventi con portate più elevate e questo ha permesso di indagare gli impatti di improvvise variazioni di portata sulla comunità macrobentonica ma anche i possibili benefici derivanti da rilasci che riducano gli effetti negativi di periodi di magra prolungati.

Grazie alla sonda fissa installata presso la stazione T2 nell'ambito del presente Progetto è stato possibile inoltre rilevare e comparare gli andamenti di temperatura, concentrazione di ossigeno disciolto, pH e conducibilità, ossia dei principali parametri chimico-fisici dell'acqua in grado di

influenzare la composizione delle biocenosi fluviali, in due periodi di magra estiva e due invernale (da novembre 2020 a settembre 2022).

Gli andamenti di questi parametri sono influenzati dalle portate; nello specifico, portate più elevate riducono le variazioni giornaliere dei diversi parametri, abbassano la conducibilità e, nel periodo invernale, aumentano la temperatura del fiume.

Nell'estate 2022, periodo eccezionalmente siccitoso, è stata rilevata una temperatura massima pari a 28,3°C e una concentrazione di ossigeno minima pari a 4,8 mg/L. Tali valori sono prossimi alle soglie critiche per le biocenosi fluviali, che si aggirano attorno a 30°C di temperatura (Salmaso et al., 2017) e 3-4 mg/L di ossigeno disciolto.

Nonostante le differenze idrologiche e nei principali parametri chimico-fisici tra gli anni monitorati, non sono state osservate variazioni particolarmente rilevanti nella composizione della comunità di macroinvertebrati bentonici. Le differenze principali riguardano la densità dei taxa più rappresentativi della comunità del Ticino come Hydropsychidae, *Baetis*, Chironomidae e Simuliidae.

Per quanto riguarda il periodo estivo, la comunità nel 2022 è risultata molto simile a quella osservata nel 2019 nonostante un anno sia stato caratterizzato da un periodo di magra esacerbata (con valori di DMV anche inferiori ai limiti di legge) mentre l'altro da un periodo di magra con valori di DMV superiori al limite stabilito, preceduto da un tipico periodo di morbida primaverile. Da notare però come nel corso dell'estate 2022 l'indice STAR_ICMi sia decresciuto raggiungendo un valore minimo mai registrato in precedenza, e come alcuni taxa di molluschi siano riusciti a proliferare. Densità particolarmente elevate di molluschi potrebbero essere un valido indicatore di periodi di magra estrema. In particolare, tra i molluschi favoriti da queste condizioni sono da segnalare le due specie alloctone *Dreissena polymorpha* e *Corbicula fluminea*. Le temperature dell'acqua particolarmente elevate registrate nell'estate 2022 potrebbero aver determinato anche un'anticipazione del periodo di sfarfallamento di alcuni taxa di Efemerotteri. La temperatura controlla infatti tutti i processi metabolici degli organismi acquatici tra cui l'accrescimento, i cicli riproduttivi e, nel caso degli insetti acquatici, i cicli di sviluppo degli stadi larvali.

Gli eventi con portata più elevata che hanno interrotto i periodi di magra estiva nel 2019 e nel 2020 sembrano agire come disturbi intermedi che aumentano temporaneamente ricchezza, diversità e qualità (STAR_ICMi); riducendo la densità dei taxa più abbondanti vanno a riequilibrare la comunità. Secondo l'ecologia tradizionale, livelli intermedi di disturbo possono favorire la diversità delle forme biologiche tramite, ad esempio, una riduzione dei livelli di competizione interspecifica. Diversamente, un periodo di disturbo molto basso o molto elevato può determinare una riduzione della biodiversità tramite un innalzamento dei livelli di competizione interspecifica o il superamento per alcuni parametri ambientali dei limiti tollerati dagli organismi acquatici.

Le portate più elevate, che distinguono T2 da T1 nei periodi di magra, favoriscono *Leuctra*, ossia il Plecottero più abbondante del Ticino, i diversi generi di Efemerotteri, tra cui *Caenis* ed *Ecdyonurus*, e la famiglia di Ditteri Simuliidae, dalle abitudini tipicamente reofile (vedi Report Attività 5.3). Condizioni idrologiche meno restrittive determinano anche differenze significative negli indici $\text{Log}(\text{selEPTD}+1)$, Shannon-Wiener e STAR_ICMi, che sono risultati più elevati a T2 rispetto a T1. In generale vengono confermate le relazioni positive tra DMV e biodiversità e tra durata dei periodi di magra e densità già riscontrate dall'analisi dei dati pregressi (Salmaso et al., 2021).

Da notare che se da un lato nell'estate 2022 la maggior parte degli indici considerati ha raggiunto valori minori rispetto al pregresso, dall'altro nell'inverno che l'ha preceduta sono stati riscontrati valori medi più elevati di tutti gli indici considerati (eccetto ASPT) rispetto al pregresso.

Gli indici specifici per valutare l'alterazione idrologica LIFE e FLOW_T non hanno mostrato variazioni rilevanti né tra i diversi periodi indagati né tra le due stazioni di monitoraggio. Questo conferma come la comunità macrobentonica del Ticino sia abbastanza stabile e resiliente.

Occorre fare attenzione però ai possibili effetti avversi sulla comunità qualora il periodo di magra si protrasse per periodi di tempo più lunghi rispetto a quelli indagati nel presente Progetto. Alcuni segnali negativi sono già stati registrati a fine estate 2022, per cui sarebbe opportuno proseguire il monitoraggio. Gli indicatori maggiormente da attenzionare soprattutto nel periodo estivo sono: concentrazione di ossigeno disciolto e temperatura per quanto riguarda i parametri chimico-fisici; STAR_ICMi, $\text{Log}(\text{sel}_E\text{PTD}+1)$, Shannon-Wiener e densità di molluschi, soprattutto quelli alloctoni, per quanto riguarda invece la comunità di macroinvertebrati bentonici.

Bibliografia

- Barko J.W., Adams M.S., Clesceri N.L. 1986. Environmental factors and their consideration in the management of submersed aquatic vegetation: a review. *Journal of Aquatic Plant Management* 24: 1-10.
- Beitinger T.L., Bennett W.A., McCauley R.W. 2000. Temperature tolerances of North American freshwater fishes exposed to dynamic changes in temperature. *Environmental Biology of Fish* 58: 237-275.
- Brasher A.M.D. 2003. Impacts of human disturbances on biotic communities in Hawaiian streams. *BioScience* 53: 1052-1060.
- Buffagni A., Erba S. 2007. Macroinvertebrati acquatici e direttiva 2000/60/EC (WFD), *Notiziario dei Metodi Analitici*, marzo 2007 (1): 94-100.
- Buisson L., Blanc L., Grenouillet G. 2008. Modelling stream fish species distribution in a river network: the relative effects of temperature versus physical factors. *Ecology of Freshwater Fish* 17: 244-257.
- Bunn S.E., Arthington A.H. 2002. Basic Principles and Ecological Consequences of Altered Flow Regimes for Aquatic Biodiversity. *Environ. Manag.* 30: 492-507.
- Camargo J.A., Alonso Á., De La Puente M. 2004. Multimetric assessment of nutrient enrichment in impounded rivers based on benthic macroinvertebrates. *Environ. Monit. Assess.* 96: 233-249.
- Campaioli S., Ghetti P.F., Minelli A., Ruffo S. 1994, 1999. *Manuale per il riconoscimento dei macroinvertebrati delle acque dolci italiane. Volume I e Volume II*, Provincia Autonoma di Trento, (Vol I) 357 pag., (Vol II) 484 pp.
- Cazaubon A., Giudicelli J. 1999. Impact of the residual flow on the physical characteristics and benthic community (algae, invertebrates) of a regulated Mediterranean river: the Durance, France. *Regulated Rivers: Research and Managements* 15: 441-461.
- Cowx I.G., Young W.O., Hellawell J.M. 1984. The influence of Drought on the fish and invertebrate populations of an upland stream in Wales. *Freshwater Biology* 14: 165-177.
- Dallas H.F., Rivers-Moore N.A. 2012. Critical thermal maxima of aquatic macroinvertebrates: towards identifying bioindicators of thermal alteration. *Hydrobiologia* 679: 61-76.
- Dewson Z.S., James A.B.W., Death R.G. 2007. Invertebrate community response to experimentally reduced discharge in small streams of different water quality. *Journal of North American Benthological Society* 26 (4): 754-756.
- Everard M. 1996. The importance of periodic droughts for maintaining diversity in the freshwater environment. *Freshwater Forum* 7: 33-50.

- Extence C.A., Balbi D.M., Chadd R.P. 1999. River flow indexing using British benthic macroinvertebrates: a framework for setting hydroecological objectives. *Regul. Rivers-Research Manage.* 15: 545-574.
- Ghetti P.F. 1986. Manuale di applicazione. I macroinvertebrati nell'analisi di qualità dei corsi d'acqua. Indice biotico E.B.I., modif. Ghetti. Ed. Provincia Autonoma di Trento – Stazione sperimentale Agraria Forestale – Servizio Protezione Ambiente, Trento, 111 pp.
- Ghetti P.F., Bonazzi G. 1981. I macroinvertebrati nella sorveglianza ecologica dei corsi d'acqua. Manuali di utilizzazione degli indicatori biologici di qualità delle acque, AQ/1/27, C.N.R., Roma, 181 pp.
- Gomi T., Sidle R.C., Richardson J.S. 2002. Understanding processes and downstream linkages of headwater systems. *Bioscience* 52: 905-916.
- Gore J.A. 1977. Reservoir manipulations and benthic macroinvertebrates in a prairie river. *Hydrobiologia* 55: 113-123.
- Groot R.S., Wilson M.A., Boumans R.M.J. 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* 41: 393-408.
- Hering D., Moog O., Sandin L., Verdonschot P.F. 2004. Overview and application of the AQEM assessment system. *Hydrobiologia* 516: 1-20.
- ISPRA 2014. metodi biologici per le acque superficiali interne. Delibera del Consiglio Federale delle Agenzie ambientali.). Seduta del 27 novembre 2013 Doc. n. 38/13CF
- Ladle M., Bass J.A.B. 1981. The ecology of a small chalk stream and its response to drying during drought conditions. *Archiv für Hydrobiologie* 90: 448-466.
- Laini A., Burgazzi G., Chadd R., England J., Tziortzis I., Ventrucci M., Vezza P., Wood P.J., Viaroli P., Guareschi S. 2022. Using invertebrate functional traits to improve flow variability assessment within European rivers. *Sci. Tot. Environ.* 832: 155047.
- Lenat D.R. 1983. Chironomid taxa richness: natural variation and use in pollution assessment. *Freshwater Invertebrate Biology* 2(4): 192-198.
- Lytle D.A., Poff N.L. 2004. Adaptation to natural flow regimes. *Trends Ecol. Evol.* 19: 94-100.
- Acreman M.C., Ferguson A.J.D. 2010. Environmental flows and the European Water Framework Directive. *Freshw. Biol.* 55: 32-48.
- McIntosh M.D., Benbow M.E., Burky A.J. 2002. Effects of stream diversion on riffle macroinvertebrate communities in a Maui, Hawaii, stream. *River Research and Applications* 18: 569-581.
- Minshall G.W., Winger P.V. 1968. The effect of reduction in stream flow on invertebrate drift. *Ecology* 49: 580-582.

- Miracle M.R., Moss B., Vicente E., Romo Pérez S., Rueda J., Bécares Mantecón E., Gyllström M. 2006. Response of macroinvertebrates to experimental nutrient and fish additions in European localities at different latitudes. *Limnetica* 25: 585-612.
- Poff N.L., Allan J.D., Bain M.B., Karr J.R., Presteggaard K.L., Richter B.D., Sparks R.E., Stromberg J.C. 1997. The natural flow regime. *BioScience* 47 (11): 769-784.
- Poff N.L., Zimmerman J.K.H. 2010. Ecological responses to altered flow regimes: A literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshw. Biol.* 55: 194-205.
- Quadroni S., Salmaso F., Gentili G., Crosa G., Espa, P. 2020. Response of benthic macroinvertebrates to different hydropower off-stream diversion schemes. *Ecohydrology* e2267.
- Racchetti E., Salmaso F., Pinardi M., Quadroni S., Soana E., Sacchi E., Severini E., Celico F., Viaroli P., Bartoli M. 2019. Is Flood Irrigation a Potential Driver of River-Groundwater Interactions and Diffuse Nitrate Pollution in Agricultural Watersheds? *Water* 11: 2304.
- Rader R.B., Belish T.A. 1999. Influence of mild to severe flow alterations on invertebrates in three mountain streams. *Regulated Rivers: Research and Management* 15: 353-363.
- Roseberg D.M., Resh V.H. 1993. *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Roseberg D.M., & Resh V.H. Eds., Chapman & Hall Inc., London, 488 pp.
- Salmaso F., Quadroni S., Gentili G., Crosa G. 2017. Thermal regime of a highly regulated Italian river (Ticino River) and implications for aquatic communities. *Journal of Limnology* 76: 23-33.
- Salmaso F., Crosa G., Espa P., Gentili G., Quadroni S., Zaccara S. 2018. Benthic macroinvertebrate response to water management in a lowland river: effects of hydro-power vs irrigation off-stream diversions. *Environmental Monitoring and Assessment* 190: 33.
- Salmaso F., Crosa G., Espa P., Quadroni S. 2021. Climate Change and Water Exploitation as Co-Impact Sources on River Benthic Macroinvertebrates. *Water* 13(19): 2778.
- Sansoni G. 1988. *Atlante per il riconoscimento dei macroinvertebrati bentonici dei corsi d'acqua italiani*. Provincia Autonoma di Trento, 191 pp.
- Souffreau C., Vanormelingen P., Verleyen E., Sabbe K., Vyverman W. 2010. Tolerance of benthic diatoms from temperate aquatic and terrestrial habitats to experimental desiccation and temperature stress. *Phycologia* 49: 309-324.
- Stanford J.A., Ward J.V. 1993. An ecosystem perspective of alluvial rivers: connectivity and the hyporheic corridor. *Journal of the North American Benthological Society* 12: 48-60.
- Stanley E.H., Fisher S.G., Grimm N.B. 1997. Ecosystem expansion and contraction in streams – desert streams vary in both space and time and fluctuate dramatically in size. *BioScience* 44: 427-435.
- Ward J.V. 1985. Thermal characteristics of running waters. *Hydrobiologia* 125: 31-46.

- Wei G.L., Yang Z.F., Cui B.S., Li B., Chen H., Bai J.H., Dong S.K. 2008. Impact of dam construction on water quality and water self-depuration capacity of the Lancang River, China. *Water Resour. Manage.* 23: 1763-1780.
- Wood P.J., Agnew M.D., Petts G.E. 2000. Flow variations and macroinvertebrate community responses in a small groundwater-dominated stream in south-east England. *Hydrological Processes* 14: 3133-3147.
- Wood P.J., Armitage P.D. 1999. Sediment deposition in a small lowland stream – management implications. *Regulated Rivers: Research and Management* 15: 199-210.
- Wood P.J., Petts G.E. 1999. The influence of drought on chalk stream macroinvertebrates. *Hydrological Processes* 13: 387-399.