

Capitolo 3

CAMBIAMENTI STAGIONALI DEGLI INPUT ENERGETICI AUTOCTONI, ALLOCTONI E DELLA COMUNITÀ MACROBENTONICA IN UN AMBIENTE LOTICO ALPINO

*Seasonal changes in allochthonous and
autochthonous energy inputs and macroinvertebrate
communities in an Alpine stream.*

3.1 Introduzione

I torrenti alpini sono tra i più preziosi ed importanti sistemi acquatici; questi ambienti hanno un elevato interesse scientifico, paesaggistico ed estetico, ed ospitano ecosistemi ed organismi peculiari ed unici. Inoltre, i fiumi alpini rappresentano la prima e probabilmente la più delicata fase del ciclo dell'acqua (Ward, 1994). I sistemi lotici alpini si differenziano dagli ambienti ad altitudini inferiori per molte caratteristiche: acque fredde, turbolente e di conseguenza altamente ossigenate, elevata pendenza, substrato grossolano, bassa stabilità dell'alveo e disponibilità di risorse trofiche limitata (Mani, 1990; Hieber *et al.*, 2002; Fenoglio & Bo, 2009). Come visto precedentemente, i torrenti alpini possono essere classificati in differenti tipologie: i torrenti *Kryal*, di origine glaciale, sono contraddistinti da temperatura dell'acqua molto bassa, elevata concentrazione di solidi sospesi e maggiore instabilità dell'alveo fluviale (Milner *et al.*, 2010). I torrenti alpini di origine glaciale hanno ricevuto crescente attenzione negli ultimi anni, a causa delle loro caratteristiche uniche, la loro estrema sensibilità ai cambiamenti climatici e per la loro affinità con i sistemi lotici artici (Maiolini & Lencioni, 2001; Brittain & Milner, 2001). Tuttavia, nelle Alpi questi sistemi sono probabilmente meno numerosi e certamente meno comuni di altre tipologie di torrenti, come i “*rhithral*”, ovvero ruscelli e torrenti alimentati da precipitazioni e scioglimento delle nevi, caratterizzati da temperature medie delle acque più elevate e dalla presenza di una biodiversità molto più marcata.

Dalla formulazione del *River Continuum Concept* (Vannote *et al.*, 1980) è ben noto che la principale fonte di energia di piccoli sistemi lotici di basso ordine è rappresentato dalla materia organica di origine alloctona, in particolare dalle foglie di origine terrestre (Tank *et al.*, 2010; Gessner *et al.*, 1999). In questo contesto, un torrente alpino al di sopra della linea degli alberi, può rappresentare un'eccezione. La linea degli alberi non è un elemento né stabile né tantomeno regolare, ma si tratta di un limite che varia nello spazio e nel tempo, in base a diversi fattori ambientali ed in particolare in base alla presenza dei fattori

limitanti per la crescita arborea (Körner, 1998 – Figura 3.1). Sopra questa linea, a causa delle caratteristiche climatiche ed ambientali rigide, i torrenti scorrono in bacini in cui la vegetazione arborea terrestre è scarsa o addirittura inesistente, e quindi l'ingresso di materia organica di origine terrestre dovrebbe essere molto inferiore rispetto ai torrenti di quote minori. Tuttavia, in letteratura, le informazioni riguardanti i flussi di energia all'interno di un ecosistema lotico alpino sono ancora molto scarse. Ampliare le nostre conoscenze sull'ecologia degli ambienti alpini, in particolare quelli lotici, è sempre più urgente.

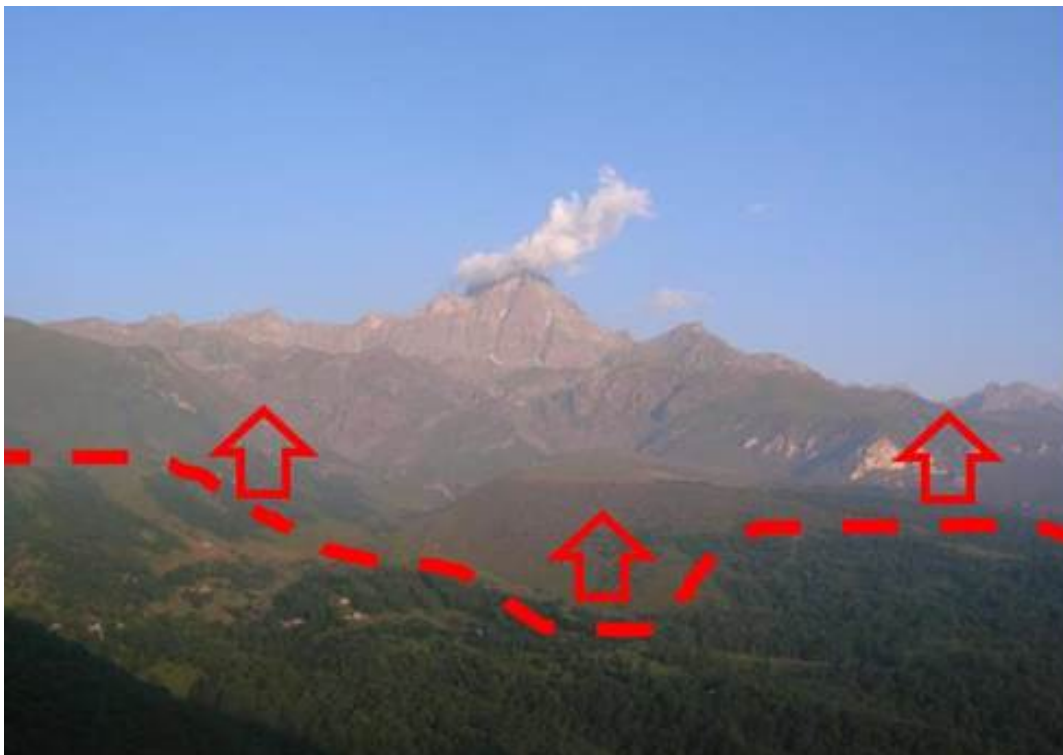


Figura 3.1: Rappresentazione della ‘linea degli alberi’ in alta Valle Po (Foto: S. Fenoglio).

Gli ambienti lotici alpini, in genere, sono stati meno influenzati dalle alterazioni antropiche che hanno colpito i sistemi fluviali pianiziali. Tuttavia, questi ambienti sono sempre più minacciati (Maiolini & Bruno, 2007), in quanto negli ultimi anni è aumentato enormemente il numero di impianti idroelettrici di diversa dimensione (Bizzotto *et al.*,

2009; Boano *et al.*, 2011), le captazioni d'acqua per l'innevamento artificiale, per la distribuzione di acqua potabile, per l'irrigazione e altri usi (Bruno *et al.*, 2010; Zolezzi *et al.*, 2011), così è cresciuta l'artificializzazione degli argini e degli alvei.

Gli ambienti acquatici alpini sono inoltre considerati particolarmente sensibili ai cambiamenti climatici che stanno avvenendo sul nostro pianeta: il riscaldamento globale riduce la copertura del manto nevoso e trasforma le dimensioni dei ghiacciai alpini, la temperatura delle acque alpine aumenta (Brown *et al.*, 2007), con importanti conseguenze idrologiche, morfologiche ed ecologiche (Acuña *et al.*, 2008; Milner *et al.*, 2009; Fenoglio *et al.*, 2010; Finn *et al.*, 2012). Nonostante queste considerazioni, i torrenti e fiumi alpini rimangono uno degli ecosistemi meno studiati del mondo, e si sa relativamente poco sulla loro ecologia (Bowman & Seasted, 2001).

Il principale obiettivo di questo studio è quello di descrivere le variazioni stagionali di alcune variabili ambientali (variazioni di portata e temperatura), input energetici autoctoni (clorofilla-*a* bentonica) e input energetici alloctoni (particellato organico grossolano), struttura e composizione delle comunità macrobentoniche nel corso di un intero anno.

3.2 Materiali e metodi

Lo studio è stato condotto nel fiume Po, a Pian della Regina (1750 m s.l.m., UTM 357.750-4.951.547, Crissolo, NW Italia). Il fiume Po, il più lungo sistema di lotico italiano (652 km), nasce da una sorgente sotto il fronte nord-ovest del Monviso, nelle Alpi Cozie. Nel sito del nostro studio, che si trova 2,5 chilometri dalla sorgente, il Po è un tipico ruscello di montagna di secondo ordine con un bacino che si estende su una superficie di circa 16 km² e che abbraccia una gamma altitudinale fra i 3.841 ed i 1.750 m s.l.m. Molti laghi di origine glaciale sono presenti nella parte più alta del bacino, senza collegamenti di superficie diretti con il Po. Presso il sito di studio il torrente è un sistema aperto, con un substrato composto principalmente da elementi tendenzialmente grossolani (50% circa di massi, 40% di ciottoli e 10% di ghiaia), che attraversa una pianura di origine glaciale, caratterizzata dalla presenza di estesi prati alpini con grandi massi e pochi e sparsi larici (*Larix decidua*). La vegetazione ripariale è composta quasi esclusivamente da elementi erbacei, principalmente Poaceae e Ericaceae.

Per un anno, da gennaio a dicembre 2010, sono stati eseguiti campionamenti mensili per descrivere le caratteristiche strutturali e funzionali del sistema ecologico in un tratto omogeneo del torrente di circa 100 m. Per ognuna delle suddette date sono stati raccolti e successivamente analizzati, i seguenti dati:

1. Raccolta delle principali caratteristiche morfo-idrologiche, ambientali e della temperatura delle acque del torrente.
2. Raccolta e quantificazione dei produttori algali bentonici.
3. Campionamento e quantificazione della frazione organica grossolana (CPOM).
4. Campionamento, determinazione e quantificazione della fauna macrobentonica.

3.2.1 Caratteristiche morfo-idrologiche, ambientali e termiche del fiume Po.

I principali parametri chimico-fisici (conducibilità, ossigeno disciolto, pH, ecc) sono stati misurati ad ogni data di campionamento utilizzando una multisonda Eijkelkamp 13.14 e 18.28 e altri strumenti portatili (Tabella 3.1).

Parametro	Valori
Conducibilità ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	95.4 ± 2.94
Ossigeno disciolto (mg/l)	10.3 ± 3.32
pH	7.53 ± 0.10
C.O.D.	< 5
B.O.D.	< 2
Fosforo totale (mg/l)	< 0.05
Velocità della corrente (m/s)	0.43 ± 0.15
Portata (m ³ /s)	0.48 ± 0.59

Tabella 3.1: Principali parametri fisico-chimici delle acque del fiume Po durante il periodo di studio (media \pm SD).

Durante ogni giornata di campionamento sono state rilevate su una apposita scheda le principali caratteristiche ambientali. Tra queste ricordiamo: larghezza massima, minima e media del tratto campionato, altezza dell'acqua nei diversi microambienti, presenza di patina algale più o meno sviluppata, velocità dell'acqua, portata e tipologia del substrato.

La temperatura delle acque costituisce uno dei fattori chiave per la vita nei sistemi lotici. Durante questo studio, utilizzando un termometro elettronico Datalogger (HOBO® Water Temp Pro, 0.001 ° C di precisione) è stata rilevata ogni ora la temperatura del fiume Po (Figura 3.2).



Figura 3.2: Data logger per la temperatura utilizzati nel presente studio.

Le analisi chimiche delle acque del torrente sono state condotte grazie alla collaborazione di ARPA Piemonte. Riportiamo di seguito una caratterizzazione chimica del fiume Po nel tratto oggetto del presente studio (Figura 3.3).



N° Campione: 2010/002853

N° Rapporto di Prova: 2010/003845

PARAMETRI CHIMICI

METODO/Parametro	Valore	Incertezza	U.M.	Recupero
APAT CNR-IRSA Metodo 4020 Man 29/2003 - U.RP.M901 Nitrati come ione nitrato	1,1		mg/l	N.A.
APAT CNR-IRSA METODO 2060 MAN 29/2003 - U.RP.M559 Concentrazione idrogenionica (pH)	7,7		unità pH	N.A.
APAT CNR-IRSA METODO 2030 MAN 29/2003 - U.RP.M560 Conducibilità elettrica specifica a 20°C	95		µS/cm	N.A.
KIT COLORIMETRICO A AMMONIACA - U.RP.M589 Ammoniaca totale come ione ammonio	< 0,05		mg/l	N.A.
ISO 15705:2002 - U.RP.M014 Domanda chimica di ossigeno (COD) come O2	< 5		mg/l	N.A.
APAT CNR-IRSA Metodo 5120 A Man 29/2003 - U.RP.M266 Domanda biochimica di ossigeno (BOD) come O2	< 2		mg/l	N.A.
KIT COLORIMETRICO A FOSFORO TOTALE/ORTOFOSFATO - U.RP.M598 Fosforo totale come P	< 0,05		mg/l	N.A.
APHA STANDARD METHODS FOR THE EXAMINATION OF WATER AND WASTEWATER, 21ST ED. 2005, 3120 B - U.RP.M848 Alluminio come Al	< 25		µg/l	N.A.
Cadmio come Cd	< 0,5		µg/l	N.A.
Cromo come Cr	< 5		µg/l	N.A.
Ferro come Fe	< 50		µg/l	N.A.
Manganese come Mn	< 5		µg/l	N.A.
Nichel come Ni	< 5		µg/l	N.A.
Piombo come Pb	< 2,5		µg/l	N.A.
Rame come Cu	< 5		µg/l	N.A.
Zinco come Zn	< 50		µg/l	N.A.

Figura 3.3: Caratterizzazione chimica del fiume Po nella stazione di Crissolo – Pian della Regina.

3.2.2 Analisi della produttività primaria autoctona

La produttività primaria autoctona, cioè prodotta all'interno del torrente, è stata stimata attraverso l'analisi della clorofilla-*a* bentonica, come suggerito da numerosi lavori in letteratura (Uehlinger *et al.*, 1998).

Il biofilm è stato rimosso dai substrati litoidi presenti in alveo utilizzando uno spazzolino. Durante ogni uscita sono stati scelti casualmente e prelevati 10 massi; su ciascuno di questi è stata individuata un'area di 256 cm² (16*16 cm) dalla quale la patina algale è stata rimossa e trasferita in provette di tipo *falcon* con 20 ml di acqua deionizzata (Figura 3.4). I campioni ottenuti sono stati mantenuti al buio ed in freezer sino al momento dell'analisi in laboratorio (Hauer & Lamberti, 1996 - Figura 3.4). Abbiamo determinato quindi la concentrazione di clorofilla-*a* con spettrofotometria secondo quanto riportato in Steinman & Lamberti (1996).



Figura 3.4: Fasi di raccolta del biofilm algale bentonico (foto S. Fenoglio – T. Bo).

Per la quantificazione della clorofilla-*a* in laboratorio sono necessari strumenti, soluzioni e apparecchiature d'analisi particolari (Biggs & Kilroy, 2000). Di seguito riportiamo un elenco del materiale utilizzato per la determinazione della clorofilla-*a* presente nei campioni raccolti:

a) Materiali di laboratorio:

falcon; cilindro graduato; bottiglie da 250 ml e da 1000 ml; pipette; puntali; spruzzette; imbuto; eppendorf; lamina in alluminio; disco di carta da filtro; filtri di lana di vetro Whatman GF/F, 0.45 µm; cuvette monouso (in plastica).

b) Soluzioni d'analisi:

soluzione di carbonato di magnesio saturato (MgCO₃); soluzione di acetone al 90%; soluzione di acido cloridrico (HCl) 0.1 N.

c) Preparazione soluzioni necessarie:

Per non interferire con il processo di quantificazione della clorofilla-*a* è importante risciacquare accuratamente ogni singolo strumento utilizzato con la stessa soluzione che verrà contenuta all'interno dello stesso.

Le soluzioni sono state preparate in laboratorio con le seguenti modalità:

- *Soluzioni buffer di acetone 90%*: un litro di soluzione si ottiene aggiungendo 90 parti di acetone al 99.5% e 10 parti di soluzione di carbonato di magnesio saturato.

- *Soluzione di Carbonato di Magnesio saturo*: 250 ml circa di questa soluzione si ottengono versando 200 ml di acqua distillata in una bottiglia da 250 ml e aggiungendo la polvere di carbonato di magnesio con l'apposito cucchiaino. Tale operazione va effettuata sino a quando miscelando il tutto il carbonato non si scioglie più e si deposita sul fondo della bottiglia.

Questa soluzione prima di essere utilizzata deve essere filtrata con un disco di carta porosa, tale operazione serve per evitare di introdurre la polvere depositata sul fondo nella soluzione.

- *Soluzione di HCl 0.1 N*: si ottiene versando 36 ml di acqua deionizzata e 4 ml di HCl 1 N in una *falcon* da 50 ml.

d) Apparecchiature per le analisi:

Per la filtrazione e la preparazione del campione abbiamo utilizzato le seguenti apparecchiature:

- Sistema di filtraggio a tre posti Sartorius con pompa a vuoto (Figure 3.5 - 3.6 - 3.7);

- Centrifuga JOUAN CR3i (Figura 3.8);
- Spettrofotometro UV/Vis DUSERIES 500 Beckman (Figura 3.9).



Figura 3.5: Sistema di filtraggio e fasi del lavoro (foto T. Bo).

La determinazione della clorofilla-*a* prevede che ogni singolo campione venga prelevato dal frigorifero e subito portato sul tavolo di lavoro per essere filtrato nell'apposito sistema di filtraggio in acciaio inox lucidato a specchio che è costituito da tre rampe e da altrettante colonne, ognuna con un imbuto filtrante in cui si versa il campione (Figura 3.5). Le colonne sono munite di rubinetti per l'uso indipendente di ogni imbuto filtrante. Tra ogni colonna e imbuto è presente un supporto per i filtri. Gli imbuto sono forniti di pinze a chiusura rapida e coperchi in acciaio inox con inserita una guarnizione di tenuta in silicone e all'interno tacche per facilitare il controllo di volume di filtrazione.

Come si può vedere nelle figure 3.5 e 3.6 la colonna è collegata attraverso un tubo in gomma con una bottiglia per la raccolta del filtrato, a sua volta collegata ad una beuta per incrementare il vuoto. Nella struttura complessiva, per creare il vuoto, la beuta viene collegata ad una pompa elettrica.

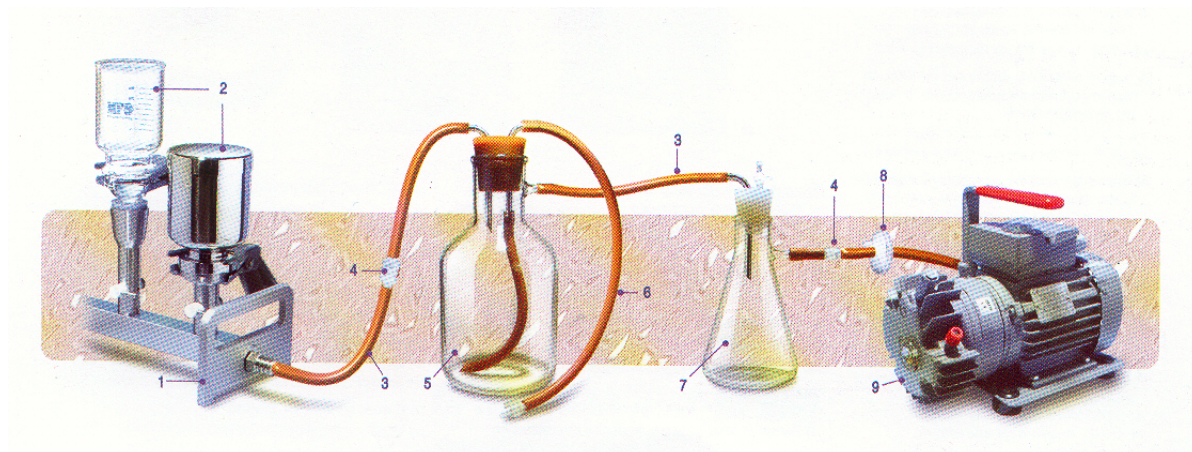


Figura 3.6: Schema della rampa di filtrazione: 1) Rampa, 2) Apparecchi filtranti, 3) Tubo per il vuoto, 4) Valvole di non ritorno, 5) Bottiglia di raccolta del filtrato, 6) Tubo di svuotamento del liquido per caduta, 7) Trappola per protezione pompa, 8) Filtro idrofobo per ulteriore protezione della pompa, 9) Pompa da vuoto elettrica.

Prima di versare il campione bisogna posizionare all'interno di ogni struttura atta al filtraggio un filtrino di lana di vetro (Whatman GF/F, 0.45 μm) attraverso il quale passerà tutto il campione trattenendo la parte algale.

Prima di iniziare la filtrazione è necessario lavare il sistema di filtraggio facendo passare acqua deionizzata in tutta la struttura. È possibile, una volta versato il campione nel sistema di filtraggio, lavare la *falcon* del campione con 1 ml di acqua deionizzata a condizione che la stessa procedura venga applicata a tutti i campioni. Vengono aperti i rubinetti della colonna, così nel momento in cui viene azionata la pompa tutto il campione può attraversare il filtrino (Figura 3.6) che trattiene la parte algale. Una volta terminata la filtrazione il filtrino di lana di vetro, con sopra il campione filtrato, viene tolto dalla pompa sottovuoto e piegato in quattro parti e inserito nella *falcon* da 50 ml a cui vengono aggiunti 15 ml di soluzione di estrazione (soluzione buffer di acetone al 90%).



Figura 3.7: Filtri pronti per essere trasferiti nelle falcon (foto R. Rua).

La *falcon* da 50 ml, con il campione sul filtro di lana di vetro e la soluzione di buffer di acetone al 90%, deve essere siglata con indicazioni del luogo e della data del prelievo, inoltre deve essere coperta con la pellicola di alluminio per mantenere la condizione di oscurità. Le *falcon* vengono mantenute in queste condizioni per un periodo di 24 ore in frigorifero a 4°C.

Una volta trascorso il tempo necessario viene tolta la pellicola di alluminio alla *falcon* ed il campione viene centrifugato a 3000 giri per 5 minuti (Figura 3.8).

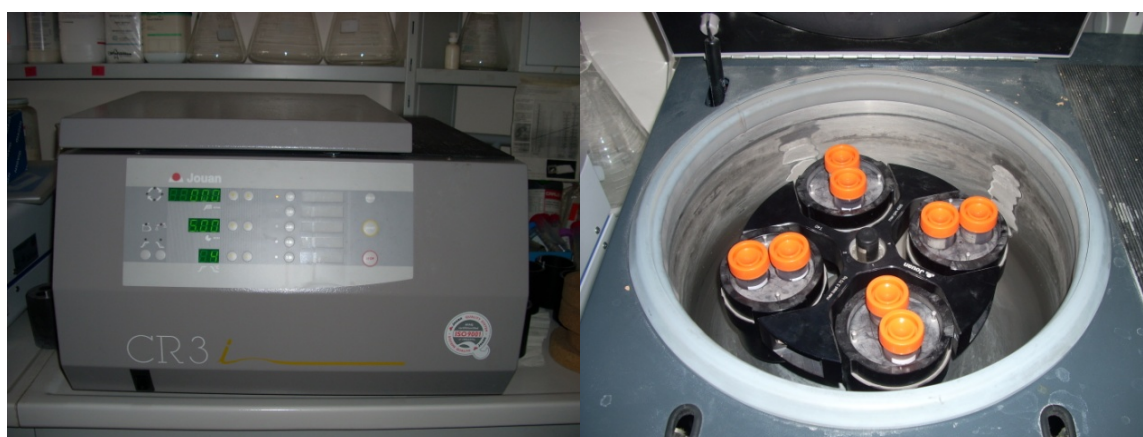


Figura 3.8: Centrifuga e campioni algali (foto A. Florida).

Tale operazione serve per permettere al particolato algale contenuto sul filtrino di depositarsi sul fondo (*pellet*) e di avere nella parte superiore della *falcon* tutto il surnatante costituito da una soluzione liquida contenente la clorofilla-*a* estratta.

Dopo queste prime fasi è necessario impostare lo spettrofotometro UV/Vis DUSERIES 500 Beckman affinché sia pronto per la determinazione dell'assorbanza (Figura 3.9).



Figura 3.9: Spettrofotometro (foto A. Florida).

I livelli di concentrazione negli spettrofotometri UV/visibile vengono determinati per lunghezze d'onda comprese tra 350 nm e 750 nm. Mediante gli spettrofotometri si determina la quantità di luce (di opportuna lunghezza d'onda) assorbita durante il passaggio attraverso una soluzione colorata (spettrofotometria di assorbimento), tenendo conto del fatto che, entro certi limiti, la quantità di luce assorbita è proporzionale allo spessore dello strato della soluzione attraversata e alla concentrazione della sostanza assorbente. Negli spettrofotometri la luce policromatica emessa dalla sorgente luminosa (lampadina a filamento di tungsteno per misure comprese nello spettro del visibile o lampadine a idrogeno, o a mercurio, per misure nello spettro dell'UV) è resa monocromatica passando attraverso il selettore di lunghezza d'onda. La luce

monocromatica passa attraverso la soluzione in esame contenuta nella cuvetta dove viene in parte assorbita, ma la frazione che ha attraversato la soluzione colorata viene misurata quantitativamente con particolari sistemi di misura. Conoscendo l'intensità della luce entrata e quella emergente dalla soluzione si può determinare la quantità di luce assorbita dalla soluzione stessa (Pasquinelli, 1979). Riassumendo, fotometri e spettrofotometri sono apparecchi che funzionano in base al seguente schema (Figura 3.10):

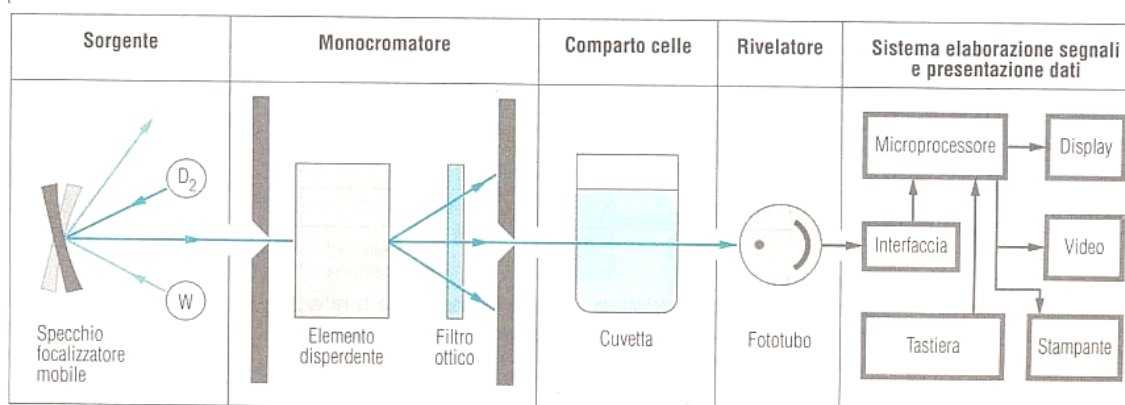


Figura 3.10: Schema di uno spettrofotometro (da Cozzi et al., 1998).

Da ogni campione presente nella *falcon* centrifugata viene prelevato 1 ml di surnatante, facendo attenzione a non toccare il fondo, e viene posizionato nelle apposite cuvette di plastica monouso (Figura 3.11) per la determinazione dell'assorbanza allo spettrofotometro. Quest'ultima operazione va effettuata avendo cura di manipolare le cuvette solo prendendole dai lati zigrinati, per non interferire con la lettura.



Figura 3.11: Spettrofotometro e cuvette (foto A. Florida).

Successivamente è necessario preparare una cuvetta di plastica con il “bianco” costituito da 1 ml di soluzione di buffer di acetone al 90 %. La soluzione di surnatante restante può essere conservata in frigorifero oppure a -20°C in apposite *ependorf* siglate.

La determinazione dell’assorbanza con lo spettrofotometro viene fatta a 750 nm e a 664 nm sia per il bianco che per ogni campione. La successiva fase prevede l’acidificazione delle cuvette aggiungendo 0.033 ml di HCl 0.1 N sia alla cuvetta contenente il bianco sia alla cuvetta contenente il campione ed, in entrambi i casi, si miscela la soluzione acidificata con la stessa pipetta e si attende per 90 secondi.

Si procede con la misurazione dell’assorbanza con lo spettrofotometro sia del bianco sia del campione acidificato a 750 nm e a 665 nm (Hauer & Lamberti, 1996). Le letture negative non vengono considerate poiché irrilevanti per le nostre determinazioni. Tutti i valori della determinazione dell’assorbanza, per ogni campione alle due lunghezze d’onda (750 nm e 664 nm), vengono registrati in apposite tabelle (Tabella 3.2) come la seguente:

N°	CAMP.		LETTURA A 750 nm		LETTURA A 664 nm	
			BIANCO	CAMPIONE	BIANCO	CAMPIONE
		NON ACIDIFICATO				
		ACIDIFICATO				

Tabella 3.2: Campi per la registrazione dei valori di assorbanza.

Una volta terminata la determinazione dell’assorbanza, è possibile rilevare i valori di concentrazione della clorofilla-*a* presente in ogni campione applicando la seguente formula:

$$\text{Clorofilla-}a \text{ (}\mu\text{g/cm}^2\text{)} = 26.7 (E_{664b} - E_{665a}) * V_{\text{ext}} / \text{area di acquisizione (cm}^2\text{)} * L$$

Per ogni campione tutti i valori di assorbanza, di concentrazione di clorofilla-*a* e i parametri impiegati nella formula, vengono raccolti in apposite tabelle.

Dopo l’analisi si possono condurre confronti tra la biomassa algale e le caratteristiche ambientali misurate. Per esempio si possono valutare e correlare:

- le differenze apportate dai fattori ambientali sulla biomassa algale;

- la variazione della biomassa nel corso dell'anno, col variare delle stagioni;
- i cambiamenti creati dalle variazioni di portata.

3.2.3 Campionamento della frazione organica grossolana (CPOM)

Il materiale organico grossolano (CPOM) costituisce l'input energetico più importante nei sistemi lotici di basso ordine (Figura 3.13). Questa componente organica può essere raccolta dal substrato utilizzando le reti che normalmente si impiegano per la raccolta degli invertebrati. Nel presente studio il materiale organico è stato raccolto con un retino di tipo Surber (Figura 3.12). Per ogni data quindi sono stati raccolti otto campioni di CPOM, quattro provenienti da ambienti erosivi e quattro da ambienti deposizionali, che sono stati successivamente accorpati in un unico campione. In seguito è stato fissato in formalina e in laboratorio separato dai macroinvertebrati e dagli inerti. Il materiale è stato poi diviso in due categorie: lettiera di Larice (aghi di *L. decidua*) e altro CPOM (frammenti di erba, foglie di arbusti e particelle di varia origine). Questa divisione è stata realizzata a causa della diversa degradabilità della lettiera di conifere rispetto ad altro CPOM (Campos & González, 2009; Collen *et al.*, 2004). In laboratorio, il materiale è stato essiccato all'aria per 24 h, asciugato in forno (105° C) per 24 ore e poi pesato con una bilancia elettronica (precisione 0,001 g - Figura 3.14).



Figura 3.12: Parte del materiale di campo utilizzato; vaschetta, zappetta, retino quantitativo Surber, retino immanicato (foto M.J. Lopez-Rodriguez).



Figura 3.13: CPOM prima di essere smistato (foto T. Bo).

In laboratorio i campioni contenenti i macroinvertebrati ed il detrito organico sono stati lavati, smistati e trasferiti in alcool a 90°.

I campioni così separati sono stati trasferiti in stufa (Figura 3.14) per 68 ore a 60 °C per ottenerne il peso secco. In fine, attraverso l'uso di una bilancia di precisione tutto il materiale è stato accuratamente pesato (Figura 3.14).



Figura 3.14: Stufa e bilancia utilizzate per la quantificazione del CPOM (foto T. Bo).

3.2.4 Campionamento della fauna macrobentonica invertebrata

Sono stati effettuati campionamenti mensili della fauna invertebrata bentonica, utilizzando un retino di tipo Surber (250 micron di maglia - Figura 3.15). Otto Surber sono stati raccolti in modo casuale in ogni data di campionamento, con quattro campioni raccolti in aree con corrente veloce e quattro in debole corrente, per una superficie campionata complessiva pari a 0,5 m² di fondo fluviale. Per effettuare nel modo corretto il campionamento con retino Surber si dispone l'imboccatura della rete contro corrente, con il lato inferiore del telaio ben aderente al fondo, mentre con l'aiuto delle mani si sollevano i ciottoli e i massi posti immediatamente a monte; questi elementi devono essere sfregati con cura, in modo da rimuovere anche gli organismi più piccoli e che aderiscono con

maggior forza. In questo modo gli organismi distaccati sono trasportati nella rete dalla corrente.



Figura 3.15: Porzione di letto fluviale in cui si nota l'area nella quale è avvenuta la raccolta con il retino Surber (foto T. Bo).

Questa procedura è stata ripetuta in ogni data, campionando diversi microambienti caratterizzati da velocità di corrente, altezza della colonna d'acqua e substrati diversi per ogni campione. Il materiale raccolto con il Surber, compresi gli invertebrati, è stato conservato in un unico barattolo di plastica con il 4% di formalina e successivamente trasportato in laboratorio dove la fauna invertebrata è stata smistata e trasferita in alcool. Nessuna zona del torrente è stata campionata in due occasioni consecutive, quindi fra un campionamento e un altro della stessa area c'è stato un intervallo temporale di almeno 2 mesi, che ha permesso la totale ricolonizzazione dell'area da parte dei macroinvertebrati. In laboratorio, con l'ausilio di un microscopio stereoscopico NIKON SMZ 1500, una videocamera Sony Hd ed uno schermo Samsung (Figura 3.16) gli organismi sono stati separati dal substrato, contati ed identificati a livello di genere, ad eccezione di Chironomidae, Simuliidae e primi stadi di alcuni Tricotteri e Ditteri che sono stati identificati a livello di famiglia. Ad ogni taxon è stato inoltre assegnato a un gruppo trofico funzionale (FFG: raschiatori, tagliuzzatori, raccoglitori, filtratori e predatori) secondo

Merritt & Cummins (1996). Inoltre, tutti i taxa sono stati inseriti in sette gruppi ecologici e cinque biologici, secondo l'approccio di Usseglio-Polatera *et al.* (2000).

Per il riconoscimento sono stati utilizzati i seguenti testi: Campaioli *et al.*, 1994, 1999; Sansoni 1988, Tachet *et al.*, 1984, 2006; Ruffo (1977-1985); Franciscolo (1979); D'Aguilar *et al.* (1990); Elliott (1996); Minelli (1979).

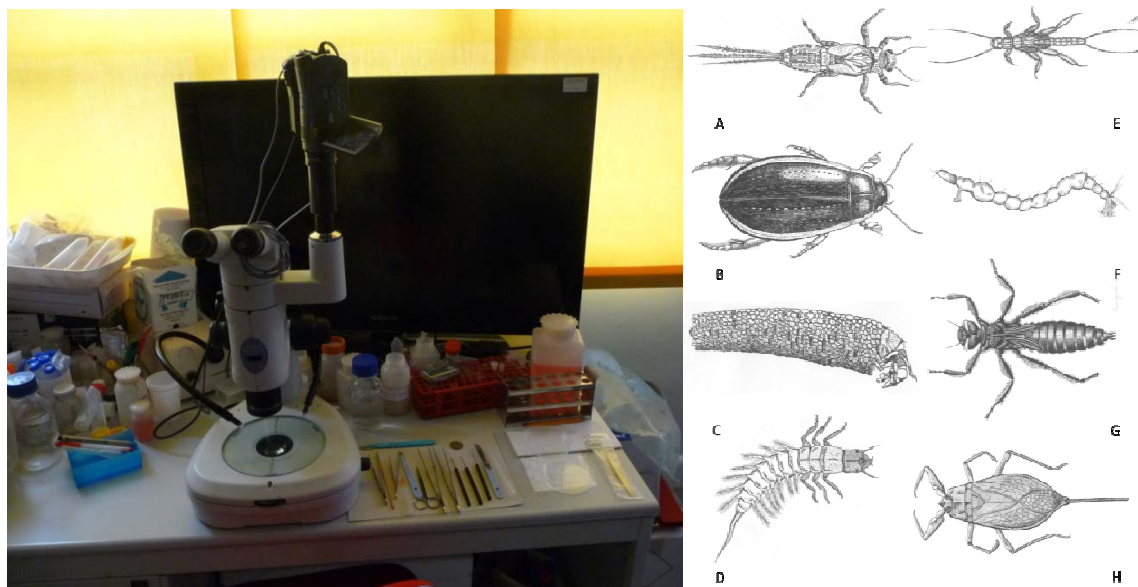


Figura 3.16: Apparecchiatura utilizzata nelle fasi di smistamento e riconoscimento della fauna invertebrata acquatica (foto M. Cammarata).

3.3 Risultati

3.3.1 Caratteristiche morfo-idrologiche, ambientali e termiche del fiume Po.

Durante il periodo dello studio, il torrente presentava una larghezza media di circa 5,13 m e una profondità d'acqua di circa 24 cm, con un massimo di 7,5 m e 51 cm e un minimo di 3,75 m e 11 cm. La temperatura dell'acqua durante lo studio è variata notevolmente (Figura 3.18), con un valore medio annuo di 4,4 ° C, un minimo di 0,01 ° C in gennaio, febbraio e dicembre e un massimo di 13,0 ° C nella metà di agosto. Per quanto riguarda l'escursione termica giornaliera delle acque, il valore massimo è stato raggiunto il 21

agosto (delta termico di $9,41^{\circ}\text{C}$) ed il minimo il 15 dicembre (delta termico $0,01^{\circ}\text{C}$). Durante il periodo dello studio, le caratteristiche idrologiche del fiume sono cambiate notevolmente (Figura 3.17). La portata è risultata più elevata in primavera e inizio estate a causa dello scioglimento della neve. La portata media è stata di $0,49\text{ m}^3/\text{s}$, con un minimo nel mese di dicembre ($0,07\text{ m}^3/\text{s}$) ed un massimo in maggio ($1,78\text{ m}^3/\text{s}$) (Figura 3.18).



Figura 3.17: Il Po a Pian della Regina nelle quattro stagioni; nel senso della lettura: primavera, estate, autunno ed inverno.

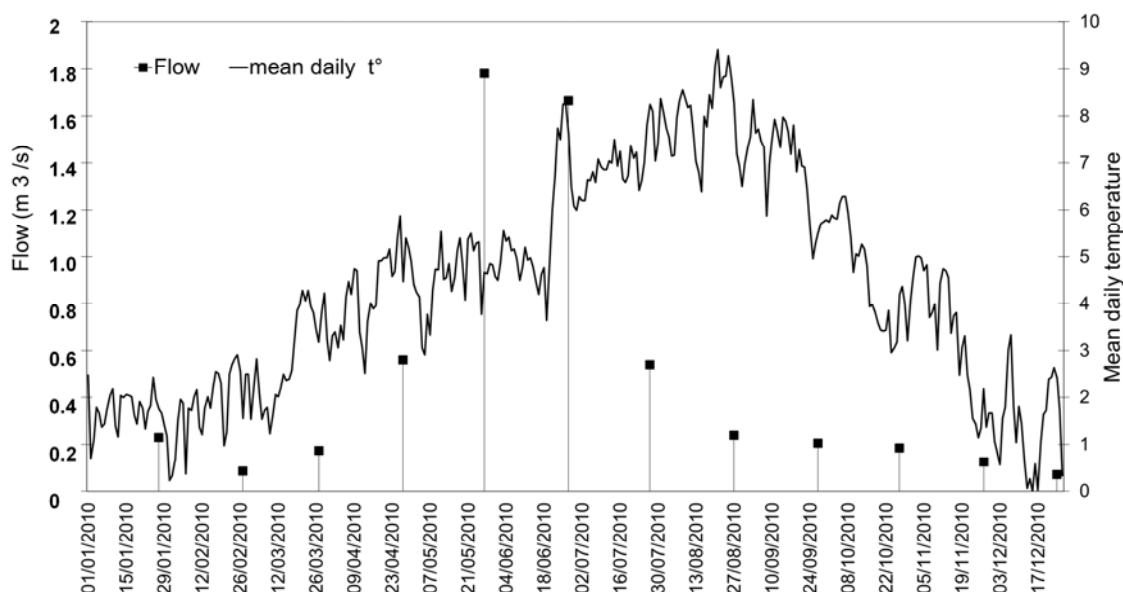


Figura 3.18: Variazione stagionale della temperatura dell'acqua (linea continua) e della portata delle acque (quadrati scuri) del Po a Pian della Regina (Crissolo, Cuneo).

3.3.2 Variazione stagionale dei produttori algali bentonici

Sono stati esaminati un totale di 120 campioni di alghe bentoniche (dieci campioni/mese). La concentrazione media annuale di clorofilla-*a* bentonica è stata pari a $0,25 \mu\text{g}/\text{cm}^2$. Abbiamo rilevato evidenti differenze mensili della concentrazione di questo pigmento (Friedman ANOVA = 47.2, $p < 0,001$). I valori di concentrazione sono risultati più bassi in tarda primavera ($0,03 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ in giugno) e in inverno ($0,13 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ in dicembre) e sono più elevati a fine estate ($0,4 \mu\text{g}/\text{cm}^2$ in agosto e valori simili in luglio). La figura 3.19 mostra l'andamento stagionale della clorofilla-*a* nel sito di studio.

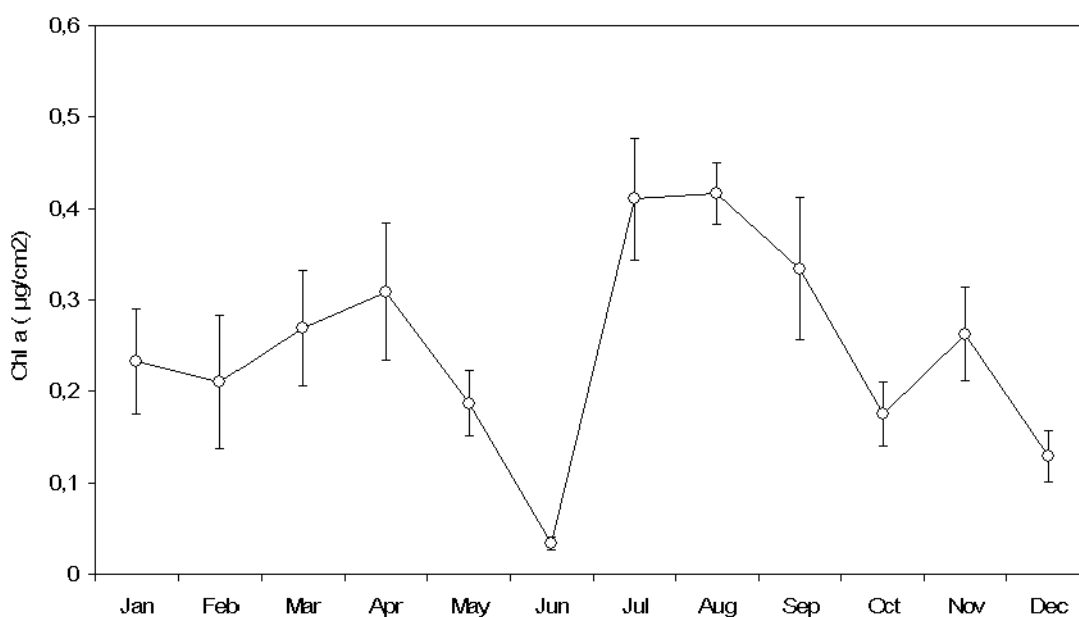


Figura 3.19: Variazione stagionale della concentrazione di clorofilla-a nel Po a Pian della Regina.

3.3.3 Variazione stagionale del detrito organico grossolano CPOM

Analizzando i risultati della massa secca del CPOM raccolto sul fondo fluviale, è risultato che il valore medio annuo è stato di $11,4 \text{ g/m}^2$. L'apporto totale di CPOM nel torrente ha mostrato un'elevata variabilità stagionale, con un massimo in maggio ($58,2 \text{ g/m}^2$) e un minimo nel mese di dicembre ($1,4 \text{ g/m}^2$). Nel sito di studio, il CPOM era per lo più costituito da frammenti di erba, particelle vegetali e piccole radici, senza foglie, tranne che per alcuni aghi di larice. Gli aghi di Larice costituivano solo il 6,6% del CPOM totale, e hanno mostrato un trend completamente opposto a quello del resto del CPOM, con un minimo in luglio ($0,04 \text{ g/m}^2$) e un massimo nel mese di novembre ($2,25 \text{ g/m}^2$ - Figura 3.20).

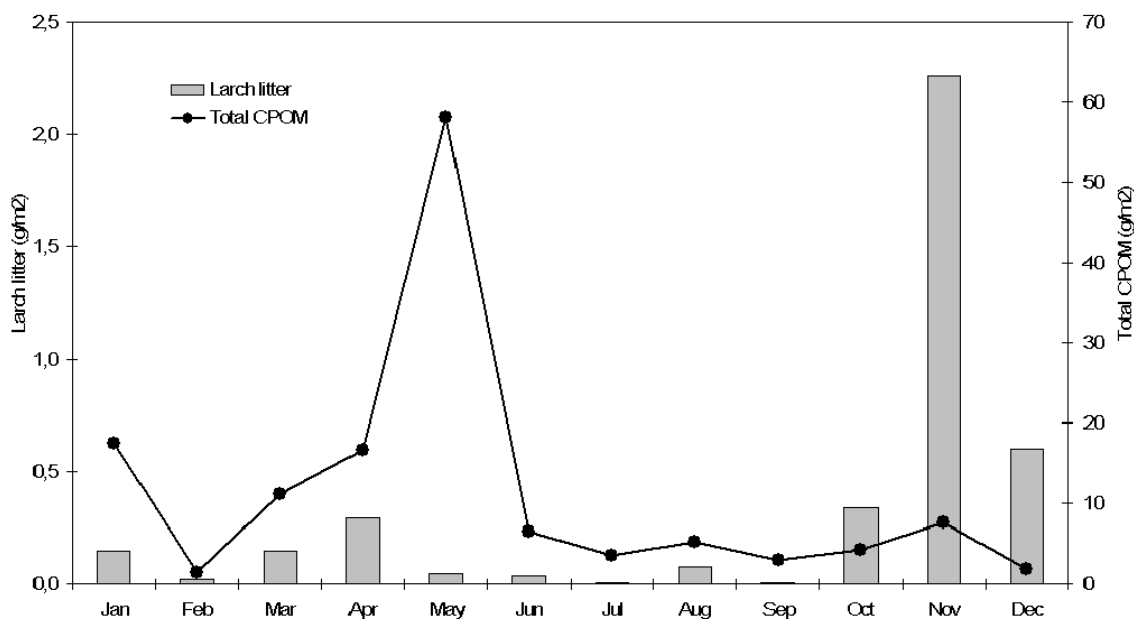


Figura 3.20: Variazione stagionale del particolato di materiale organico (CPOM) presso il sito di studio (sono raffigurati il CPOM totale e la frazione composta da aghi di larice).

3.3.4 Analisi della comunità macrobentonica

Sono stati raccolti e determinati 29.950 organismi, appartenenti a 44 differenti taxa, comprendenti più di 30 famiglie e 10 diversi ordini (Efemerotteri, Plecotteri, Tricotteri, Ditteri, Coleotteri, Tricladi, Haplotaxida, Lumbriculida, Heterostropha, Basommatophora). La densità di macroinvertebrati sul fondo fluviale è risultata essere pari a $4.317,5 \pm 617,7$ organismi/m² (media \pm se). La comunità è risultata essere essenzialmente dominata da insetti acquatici (96,3% del totale), in particolare da Efemerotteri (38,0%), Plecotteri (29,8%) e Ditteri (22,2%). La densità media di alcuni gruppi è riportata nelle successive figure 3.21 e 3.22.

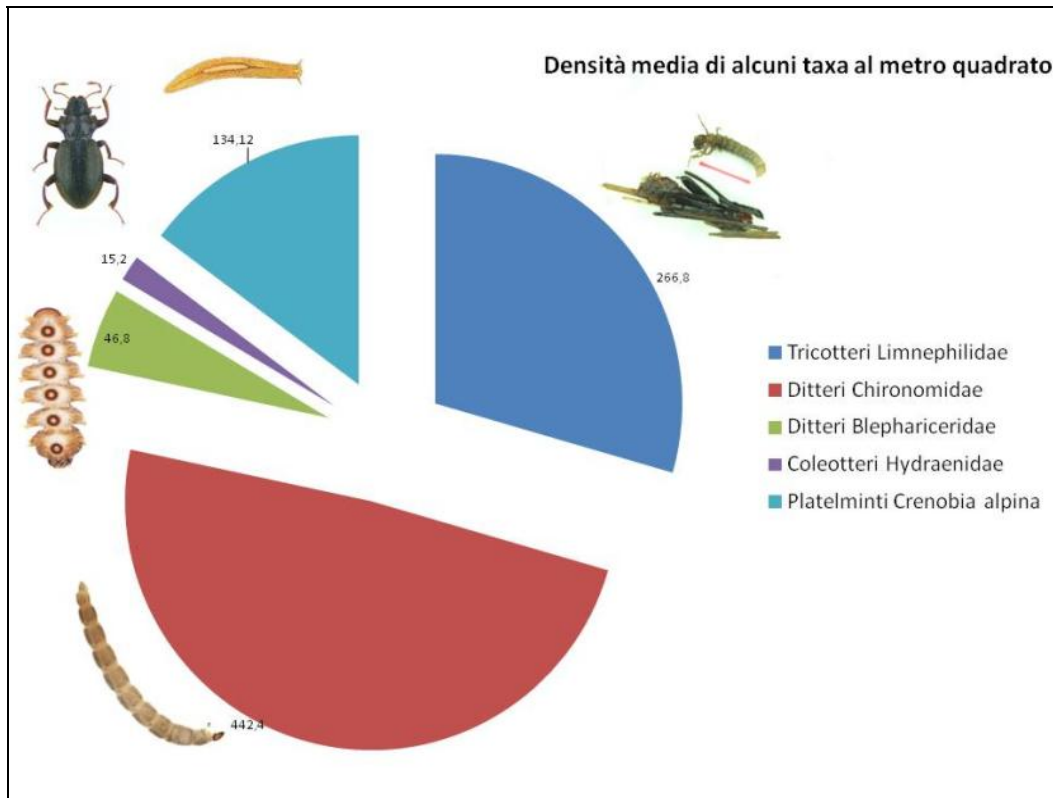


Figura 3.21: Densità al metro quadrato di alcuni taxa presenti nella stazione di studio.

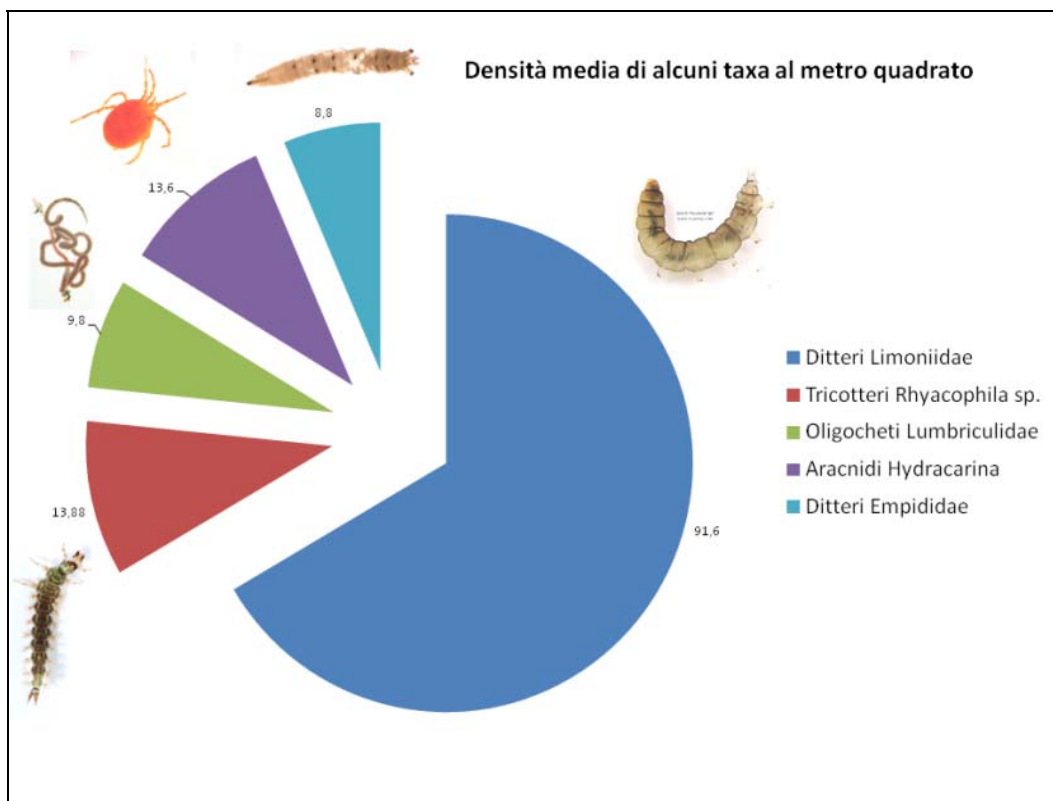


Figura 3.22: Densità al metro quadrato di alcuni taxa presenti nella stazione di studio.

La comunità macrobentonica del fiume Po nel tratto alpino oggetto del presente studio appare ricca, diversificata e consona alla tipologia fluviale. Sono presenti numerosi taxa stenoeici e tipicamente orofili, quali i Plecotteri Perlodidae e Nemouridae, gli Efemerotteri Heptageniidae (Figura 3.23), i Tricotteri Limnephilidae ed i Ditteri Blephariceridae. Anche dal punto di vista ecologico-funzionale la comunità di invertebrati bentonici rispecchia la tipica struttura degli ambienti lotici alpini, caratterizzati da pochi produttori e da input energetici alloctoni modesti. Di seguito viene riportata la lista faunistica degli invertebrati catturati nel torrente (Tabella 3.3)

Plecoptera		Diptera	
Leuctridae	<i>Leuctra sp.</i>	Psychodidae	
Nemouridae	<i>Protonemura sp.</i>	Simuliidae	
	<i>Nemoura sp.</i>	Athericidae	<i>Atherix sp.</i>
Taeniopterygidae	<i>Rhabdiopteryx sp.</i>	Empididae	
Perlodidae	<i>indet.</i>	Tipulidae	<i>Prionocera sp.</i>
	<i>Dictyogenus sp.</i>	Tabanidae	
	<i>Isoperla sp.</i>	Blephariceridae	<i>Liponeura sp.</i>
Ephemeroptera		Coleoptera	
Baetidae	<i>Baetis sp.</i>	Hydraenidae	<i>Haenydra lapidicola</i>
Heptageniidae	<i>Rhithrogena sp.</i>	Elmidae	<i>larvae</i>
	<i>indet.</i>		<i>adults</i>
	<i>Ecdyonurus sp.</i>	Crostacei	
Trichoptera		Gammaridae	<i>Echinogammarus sp.</i>
Limnephilidae		Mollusca	
Sericostomatidae	<i>Sericostoma sp.</i>	Valvatidae	<i>Valvata sp.</i>
Philopotamidae		Physidae	<i>Physa sp.</i>
Rhyacophilidae	<i>indet.</i>	Platelminti	
	<i>Rhyacophila sp.</i>	Planariidae	<i>Crenobia alpina</i>
	<i>Hyporhyacophila sp.</i>	Oligochaeta	
Polycentropodidae		Lumbriculidae	<i>indet.</i>
Hydroptilidae	<i>Agraylea sp.</i>	Lumbricidae	<i>indet.</i>
Hydropsychidae	<i>Hydropsyche sp.</i>		<i>Eiseniella tetraedra</i>
Diptera		Naididae	<i>indet.</i>
Chironomidae		Nematoda	<i>indet.</i>
Ceratopogonidae		Aracnidi	<i>Hydracarina</i>
Dolichopodidae			
Muscidae			
Limoniidae	<i>indet.</i>		

Tabella 3.3: Elenco faunistico (fiume Po, Crissolo, loc. Pian della Regina).

Considerando i diversi gruppi trofici funzionali (FFG), il gruppo più abbondante è risultato essere quello dei raschiatori (40,1%), seguito da tagliuzzatori (28,4%), raccoglitori (16,8%) e predatori (10,6%). I filtratori rappresentavano solo il 4,1% del totale ed erano

rappresentati quasi esclusivamente da Ditteri Simuliidae. Per quanto riguarda la classificazione biologica (Usseglio-Polatera *et al.*, 2000), il 63,1% degli organismi apparteneva al gruppo biologico 'f' (organismi di media taglia, monovoltini, con respirazione acquatica con uova o stadi larvali spesso quiescenti; questo gruppo comprende numerose famiglie di Tricotteri, Efemerotteri e Plecotteri), seguiti dal gruppo "E" (organismi piccoli o di medie dimensioni uni o plurivoltini; generalmente tagliuzzatori o raschiatori con respirazione acquatica: 26,2% del totale).



Figura 3.23: Due famiglie di insetti tipiche dell'alto Po: Plecottero Nemouridae ed Efemerottero Heptageniidae (foto S. Hugon).

Considerando le caratteristiche ecologiche, il gruppo più abbondante è risultato quello denominato 'A' (organismi reofili, poco tolleranti all'incremento della sostanza organica, stenotermi freddi, che prediligono substrati minerali grossolani; 31,9% del totale), seguito da 'B' (organismi reofili, oligosaprobi, euritermi, che preferiscono substrati minerali grezzi; 31,5% del totale), 'F' (organismi estremamente tolleranti, che sopravvivono in diversi habitat; prediligono tuttavia ambienti lenticici o francamente stagnanti, taxa generalisti; 19,6% del totale) e 'C' (organismi che colonizzano bordi e tratti epipotamali, a basse quote principalmente, preferendo substrati medi come ciottoli e ghiaia e tratti con corrente lenta o moderata; 14,4% del totale).

Nessuna correlazione è stata riscontrata fra le concentrazioni di clorofilla-*a* e la struttura della comunità macrobentonica, anche se si è notato una tendenza nei raschiatori

ad aumentare con l'aumento della clorofilla-*a*. Diversamente, sono state riscontrate correlazioni statisticamente significative tra la disponibilità di CPOM e alcuni parametri di comunità, in particolare, la quantità di CPOM era correlata positivamente e significativamente con la ricchezza tassonomica totale (S; Spearman $R = 0.67$, $p < 0.05$), con l'abbondanza di macroinvertebrati (N, Spearman $R = 0.69$, $p < 0.05$), con la densità dei tagliuzzatori (Spearman $R = 0.76$, $p < 0.05$), di predatori (Spearman $R = 0.82$, $p < 0.05$) e di raccoglitori (Spearman $R = 0.69$, $p < 0.05$).

3.4 *Discussione*

I fiumi alpini sono tra gli ecosistemi più minacciati e più sensibili ai cambiamenti climatici (Brown *et al.* 2009; Ormerod, 2009; Fenoglio *et al.*, 2010). Negli ultimi anni gli studi sugli ambienti lotici alpini sono aumentati notevolmente, con una particolare attenzione per i sistemi di origine glaciale (Milner *et al.*, 2009; Uehlinger *et al.*, 2010) ma in generale i primissimi tratti dei sistemi fluviali alpini sono in generale poco studiati (Naiman *et al.*, 2005). Questo studio è stato finalizzato a descrivere alcuni aspetti ecologici e la loro variazione stagionale del tratto montano del più lungo sistema lotico italiano, il Po, un sistema lotico alpino di tipo “*rhithral*”, ovvero alimentato da precipitazioni e scioglimento delle nevi.

Il fiume Po durante il periodo dello studio, ha presentato una variabilità ambientale elevata, con differenze importanti di portata, larghezza dell'alveo e temperatura delle acque. Per quanto riguarda gli input di energia autoctoni, ovvero di clorofilla-*a*, i valori riscontrati sono in linea con quanto riportato in altri studi riguardanti sistemi lotici di montagna (Hauer *et al.*, 2007), e leggermente inferiori ai valori riportati da Lods-Crozet *et al.* (2001) per un torrente di tipo glaciale svizzero della stessa altitudine. Particolarmente interessante è il fatto che i modelli stagionali di clorofilla-*a* presentano un ritardo temporale rispetto a quanto riportato per numerosi fiumi di montagna: in alcuni ambienti alpini, i valori più bassi di clorofilla-*a* sono presenti durante l'estate (luglio e agosto), quando nonostante l'elevata disponibilità di luce, le temperature elevate favoriscono lo

scioglimento del ghiaccio e quindi successivamente un aumento del trasporto solido e quindi la “smerigliatura” del substrato (Uehlinger *et al.*, 1998; Rott *et al.*, 2006; Uehlinger *et al.*, 2010). Nel nostro sito di studio, l'attività fotosintetica delle alghe bentoniche ha mostrato variazioni stagionali elevate, ma con un andamento differente: le concentrazioni di clorofilla-*a* hanno raggiunto valori massimi nel mese di agosto, con valori minimi nel mese di giugno. Il crollo della produzione primaria autoctona in tarda primavera ed inizio estate è probabilmente dovuto all'enorme aumento della portata, a causa dello scioglimento della neve, con il conseguente aumento della torbidità, dell'abrasione e con il movimento del fondo del fiume. A causa della presenza di un grande bacino imbrifero in alta quota e dell'assenza di ghiacciai, lo scioglimento della neve risulta concentrato ed anticipato rispetto gli ambienti di tipo *kryal*, causando un notevole aumento della portata in un arco temporale relativamente breve (Rott *et al.*, 2006). Un secondo picco negativo si è verificato in inverno, quando a causa del ridotto fotoperiodo e della posizione geografica del sito la disponibilità di luce è al suo minimo annuale. Il nostro studio conferma che le alghe bentoniche possono costituire una fonte essenziale di cibo per i macroinvertebrati dei corsi d'acqua alpini (Fuller *et al.*, 1986; Rott *et al.*, 2006). La disponibilità della produttività primaria varia durante l'anno, ed in un ambiente lotico alpino di tipo *rhithral* come il Po i fattori limitanti per lo sviluppo della produzione primaria interna sembrano essere la portata ed il fotoperiodo.

Altre considerazioni interessanti provengono dall'analisi degli input di sostanza organica alloctona. La disponibilità di CPOM e la sua variazione in bacini privi di foreste sono poco studiati rispetto a quelli di altre regioni. Nei ruscelli alpini al di sopra della linea degli alberi, di solito, mancano significativi ingressi ripariali di materia organica, che sono tipici di torrenti e fiumi di bassa quota (Ward, 1994). Nei bacini dei sistemi lotici della fascia temperata la disponibilità di CPOM è altamente stagionale, con importi massimi in autunno e inverno (Benfield, 1997; Fenoglio *et al.*, 2005). Alcuni studi hanno riportato che altri ambienti privi di vegetazione ripariale, come alcuni torrenti degli Stati Uniti

d'America, seguono la stessa dinamica stagionale per quanto riguarda la disponibilità di CPOM (ad esempio, i valori più elevati durante l'autunno-inverno), anche se la quantità di CPOM risulta essere generalmente notevolmente inferiore (Stagliano & Whiles, 2002). Nel nostro sito di studio, questa variazione stagionale è stata registrata solo per quanto riguarda gli aghi di larice, che rappresentano una piccola frazione del totale del CPOM. Al contrario, nel nostro studio i valori massimi di CPOM sono stati raggiunti in primavera. Questo elemento rappresenta un fattore di estremo interesse e novità: infatti, anche se la quantità di CPOM alloctono è risultata essere inferiore a quanto si riscontra in un sistema lotico di fondovalle (Fenoglio *et al.*, 2005) abbiamo riscontrato una interessantissima differenza nella sua disponibilità stagionale. Il popolamento vegetale terrestre nel nostro sito di studio è costituito principalmente da piante annuali, praterie alpine e piccoli arbusti sparsi, che nella stagione invernale deperiscono e vengono coperte dalla coltre nevosa. Con l'aumento delle temperature e lo scioglimento primaverile, la materia organica viene liberata dalla neve e trasportata all'interno del corso d'acqua. Possiamo ipotizzare che questi frammenti terrestri provengano anche da zone lontane dal Po, e raggiungano il sistema lotico grazie all'elevata pendenza del bacino e grazie alla grande quantità di acqua di scorrimento superficiale. Per quanto concerne la comunità di macroinvertebrati bentonici, questa è stata dominata da taxa specializzati alla vita in ambienti alpini, quindi con acque veloci, fredde, ben ossigenate e a substrati grossolani, con elevata diversità e abbondanza di Plecotteri, Efemerotteri, e Ditteri. È interessante notare che i Tricotteri sono stati scarsamente rappresentati (circa il 5% in generale, per lo più Limnephilidae, generalmente tagliuzzatori legati al consumo di CPOM). I raschiatori rappresentano il più abbondante gruppo trofico funzionale, suggerendo che in questo ambiente l'assenza di vegetazione arborea ripariale favorisce una elevata produzione autoctona primaria, che rappresenta quindi probabilmente il principale input energetico.

Le forze che plasmano le comunità di invertebrati bentonici sembrano essere legate al clima alpino, con l'accumulo della neve e il suo successivo scioglimento a fine primavera,

che causano notevoli variazioni della portata del torrente e raccolgono il detrito organico prodotto in larghe porzioni del bacino idrografico. Le comunità sono costituite da taxa stenoeci, specializzati e orofili, che sono in grado di sfruttare le risorse limitate di questo “duro ambiente”.

Una migliore comprensione delle dinamiche ecologiche, climatiche e idrologiche che plasmano i torrenti alpini ed il loro biota, è essenziale per una corretta e consapevole gestione di questi fragili ambienti, in un periodo in cui aumentano le pressioni antropiche dirette ed i rischi derivanti dal cambiamento climatico globale.