

CONSORZIO DI BONIFICA DELLA BARAGGIA BIELLESE E VERCELLESE

RIFACIMENTO INVASO SUL TORRENTE SESSERA IN SOSTITUZIONE
DELL'ESISTENTE PER IL SUPERAMENTO DELLE CRISI
IDRICHE RICORRENTI, IL MIGLIORAMENTO DELL'EFFICIENZA IDRICA
DEGLI INVASI ESISTENTI SUI TORRENTI RAVASANELLA ED OSTOLA,
LA VALORIZZAZIONE AMBIENTALE DEL COMPRESORIO

DATA PROGETTO

OTTOBRE 2010

AGGIORNAMENTO
PROGETTO

ATTIVITA' DI PROGETTAZIONE GENERALE



(dott. ing. Domenico Castelli)

OPERE DI RITENUTA E DI DISTRIBUZIONE

STUDIO DI IMPATTO AMBIENTALE
QUADRO DI RIFERIMENTO AMBIENTALE
Caratteristiche Idrobiologiche

ELABORATO N.

4.6

ATTIVITA' SPECIALISTICHE

CONSULENZA GENERALE
(dott. ing. Gianfranco Saraca)



PROGETTO DEFINITIVO

PRATICA N 10131D

ARCH. N IB 80

MODIFICHE AGGIORNAMENTI	Aggiornamento			
	Data			
CONTROLLO		DISEGNATORE	CONTROLLO	APPROVAZIONE
	FIRMA			D.C.

SOMMARIO

4.6	QUADRO DI RIFERIMENTO AMBIENTALE – CARATTERISTICHE IDROBIOLOGICHE	3
4.6.1	Premessa	3
4.6.1.1	Analisi degli elementi costitutivi dell’opera	3
4.6.2	Metodologie di studio e indagine dell’ecosistema acquatico	5
4.6.2.1	Studio dell’habitat fluviale	5
4.6.2.1.1	Indice di Funzionalità Fluviale (IFF 2007)	5
4.6.2.1.2	Rilevamento delle unità di mesohabitat fluviale	8
4.6.2.2	Studio della qualità delle acque	10
4.6.2.2.1	L’analisi dei parametri chimico – fisici	10
4.6.2.2.2	Valutazione della qualità biologica delle acque (Indice Biotico Estesio)	10
4.6.2.3	Studio della fauna ittica	13
4.6.3	Quadro di riferimento ambientale dell’ecosistema acquatico	16
4.6.3.1	L’habitat fluviale (Indice di funzionalità fluviale)	18
4.6.3.2	La qualità chimico - fisica delle acque	34
4.6.3.3	La comunità ittica	40
4.6.3.3.1	Trota fario (<i>Salmo trutta trutta</i>)	46
4.6.3.3.2	Scazzone (<i>Cottus gobio</i>)	48
4.6.3.4	La fauna anfibia	49
4.6.3.5	Altre componenti faunistiche	49
4.6.4	Analisi degli impatti potenziali in fase di cantiere e in fase di esercizio	50
4.6.4.1	Impatti in fase di cantiere	52
4.6.4.2	Impatti nella fase di esercizio	53
4.6.4.2.1	Alterazione quantitativa e qualitativa degli habitat idraulici e morfologici	54
4.6.4.2.2	Alterazione del trasporto solido e della composizione del substrato di fondo	57
4.6.4.2.3	Alterazione della capacità di autodepurazione e diluizione degli inquinanti organici e della qualità delle acque	58
4.6.4.2.4	Alterazione della capacità di omeostasi termica e delle caratteristiche termiche naturali del corso d’acqua	60
4.6.4.2.5	Interruzione della continuità fluviale	61
4.6.4.2.6	La lacustrizzazione del corso d’acqua a monte della derivazione	61
4.6.4.2.7	L’aspirazione di organismi dalle opere di presa	62
4.6.4.2.8	L’impatto delle oscillazioni di livello all’interno dei bacini artificiali	63
4.6.4.2.9	L’impatto delle oscillazioni di portata (Hydropeaking) a valle dei bacini artificiali	64

4.6.4.2.10	L'impatto delle operazioni di svaso e sfangamento dei bacini artificiali	65
4.6.5	Analisi degli Impatti Attesi e Ipotesi di Mitigazione	69
4.6.5.1	Fase di Cantiere	69
4.6.5.1.1	Realizzazione di attraversamenti del corso d'acqua per le piste di accesso ai cantieri, deviazione delle acque dalle aree di cantiere ed esecuzione di lavori all'interno dell'alveo	70
4.6.5.1.2	Sversamento di sostanze inquinanti nel corso d'acqua	72
4.6.5.1.3	Svuotamento del bacino esistente	72
4.6.5.2	Fase di esercizio	72
4.6.5.2.1	Riduzione e banalizzazione dell'habitat fluviale	72
4.6.5.2.2	Diminuzione della capacità di autodepurazione e diluizione degli inquinanti	75
4.6.5.2.3	Diminuzione della capacità di omeostasi termica	75
4.6.5.2.4	Hydropeaking	76
4.6.5.2.5	Interruzione della percorribilità dell'alveo da parte dei pesci	76
4.6.5.2.6	Lacustrizzazione del corso d'acqua	77
4.6.5.2.7	Ingresso di fauna ittica nella condotta forzata	79
4.6.5.2.8	Alterazione del trasporto solido	79
4.6.5.2.9	Operazioni di svaso, spurgo del bacino artificiale.	79
4.6.6	Conclusioni valutative	81
4.6.7	Bibliografia	83

4.6 QUADRO DI RIFERIMENTO AMBIENTALE – CARATTERISTICHE IDROBIOLOGICHE

4.6.1 Premessa

Il Torrente Sessera è già oggi interessato dalla presenza di un bacino artificiale formato dalla Diga delle Mischie, localizzata in corrispondenza del punto di confluenza con il T. Dolca, suo tributario in destra idrografica; tale impianto sfrutta esclusivamente la capacità di invaso del bacino artificiale per la produzione idroelettrica tramite la centrale del Piancone I. Il Consorzio di Bonifica della Baraggia biellese e Vercellese, ha in progetto la realizzazione di un nuovo sbarramento localizzato sempre sul T. Sessera 300 m a valle dell'esistente diga, la quale verrà in parte smantellata e sommersa, ampliando l'odierno Lago.

Il volume idrico invasato passerà dagli odierni 1.600.000 m³ ai futuri 12.950.000 m³ (volume totale di invaso) per soddisfare non solo l'esigenza idroelettrica (è previsto ancora il funzionamento della centrale del Piancone, la realizzazione di altri tre piccoli impianti idroelettrici) ma anche quella irrigua con il trasferimento di una quota delle acque derivate verso i bacini artificiali dell'Ostola e Ravasanella e alla Roggia Marchionale, facenti parte del sistema idrico irriguo del Consorzio.

Il presente studio intende approfondire gli aspetti relativi alla compatibilità dell'opera che si intende realizzare in relazione alle esigenze di tutela ambientale, con particolare riferimento all'ecosistema acquatico del T. Sessera e del suo tributario T. Dolca. Saranno quindi descritti lo stato di fatto degli ambienti fluviali interessati dal progetto, le biocenosi acquatiche in esso presenti, individuando gli elementi più sensibili; successivamente saranno valutati i diversi tipi di impatto che la realizzazione e il funzionamento dell'opera prevista potranno avere. Infine, verranno prospettate le linee-guida da seguire, sia in fase di realizzazione sia in fase di esercizio, per mitigare gli eventuali impatti negativi individuati.

4.6.1.1 Analisi degli elementi costitutivi dell'opera

La nuova diga verrà realizzata sul T. Sessera, circa 300 m più a valle della esistente Diga delle Mischie, avrà un'altezza di 92,65 metri dal fondo dell'alveo e il suo incile sarà circa 35 metri più alto dell'incile della diga esistente. La quota dello sbarramento alla base è di 859 m s.l.m. e sottenderà un bacino imbrifero di 51.1 km². La nuova capacità di invaso sarà quindi di circa 12.950.000 m³ (volume totale di invaso).

La struttura dello sbarramento sarà di tipo arco gravità in calcestruzzo e avrà una quota di massima regolazione di invaso pari a 951 m s.l.m..

Essa sarà dotata di uno scarico di fondo e uno di superficie; quello di fondo sarà ricavato in corpo diga ed in asse con l'alveo del torrente; le portate esitate saranno variabili a seconda dei livelli invasati i cui estremi saranno di circa $130 \text{ m}^3/\text{s}$ a massimo invaso e di $17 \text{ m}^3/\text{s}$ al minimo invaso; quello di superficie, in asse con l'alveo del torrente e ricavato in corpo diga, sarà suddiviso in due luci di 15 metri ciascuna con una portata massima pari a 817 m^3 e dotato di paratoie autoabbattenti a ventola.

L'opera di presa sarà costituita da una struttura in aderenza al paramento di monte, sulla sponda sinistra dell'invaso.

Alla base della torre un canale di presa in c.a. ordinario della sezione rettangolare di metri $1,50 \times 1,50$ collegherà l'invaso con l'esistente galleria di adduzione alla centrale idroelettrica Piancone I. alla quota di 900,47 m.s.m. L'opera di presa attuale, ormai obsoleta ed inadeguata al nuovo livello che l'invaso assumerà, sarà eliminata mediante cementazione effettuata dalla sua superficie.

Per l'alimentazione della centrale Piancone I verrà utilizzata l'esistente galleria di derivazione e relativa condotta forzata e a valle di detta centrale, tramite un opportuno edificio idraulico verranno raccolte le acque turbinate e reindirizzate alle nuove utenze tramite una nuova condotta forzata che raggiungerà, attraverso vari percorsi il comprensorio irriguo del centro Sesia e gli invasi sui torrenti Ostola e Ravasanella; in questo modo si consentirà di mantenere inalterato un tratto d'asta del Torrente Sessera dello sviluppo di circa 8 km.

L'adduzione dell'acqua dalla centrale Piancone I all'invaso della Ravasanella avverrà mediante la posa di una condotta in acciaio del DN. 1.400 mm. dello sviluppo complessivo di 26 km circa. Il tracciato della condotta, anche per evitare fasi di cantiere impegnative lungo il corso del Torrente Sessera tra la centrale del Piancone e l'abitato di Coggiola, sarà realizzato completamente in galleria per uno sviluppo di 3.372 metri circa. Tale condotta si originerà dall'edificio della centrale Piancone I sottopassando il torrente Sessera; la galleria sboccherà in regione Granero di Coggiola, da dove procederà verso valle mediante posa in trincea scavata a cielo aperto. La restituzione della portata irrigua avverrà in località Pavona nel comune di Rovasenda nei pressi del torrente Marchiazza ad una quota di 240,00 m.s.l.m. circa. Qui, previa utilizzazione idroelettrica, la portata proveniente dall'invaso sul Torrente Sessera potrà essere restituita alla Roggia Marchionale, principale cavo irriguo del centro Sesia, o nell'alveo del Torrente Rovasenda.

Dalla condotta sopra descritta, in località Castelletto Villa di Roasio, verrà derivata una condotta in acciaio che, in affiancamento a quella già esistente proveniente dal Torrente Strona di Guardabosone, raggiungerà l'invaso sul Torrente Ravasanella dopo un tracciato di 870 metri circa. La condotta sarà interamente posata in trincea a scavi aperti. Qui le portate provenienti dall'invaso sul Torrente Sessera, a seconda dell'opportunità, verranno addotte al serbatoio della Ravasanella

previa sfruttamento idroelettrico alla quota di 366,00 m. s.l.m. o addotte all'invaso dell'Ostola mediante l'esistente condotta.

Anche sulle sponde del torrente Ostola, alla quota di 330,00 m.s.m. è prevista la realizzazione di una centrale idroelettrica con turbina di tipo Pelton per lo sfruttamento della portata vettoriata a tale invaso attraverso l'esistente condotta.

Dalla nuova diga è previsto un DMV di base calcolato in 251 l/s. ma in fase di rinnovo della concessione è stato imposto un DMV superiore pari a 312 l/s già attualmente in atto ; con il nuovo piano di gestione dell'invaso e dei deflussi tale DMV è stato incrementato con una modulazione del 20% della portata in ingresso al bacino, con un rilascio complessivo annuo di circa 16 milioni m³. Per una più dettagliata descrizione delle opere in progetto si rimanda alla relazione tecnica e alle tavole progettuali relative.

4.6.2 Metodologie di studio e indagine dell'ecosistema acquatico

In questo capitolo sono illustrate le metodologie di studio e indagine adottate nel presente lavoro.

Lo studio ha preso in esame le tre componenti principali dell'ecosistema fluviale del T. Sessera: l'habitat, la fauna macrobentonica (quale bioindicatore di qualità delle acque) e la fauna ittica; tali aspetti sono stati indagati attraverso un'apposita campagna di rilevamento dati svolta nell'ottobre 2009.

4.6.2.1 Studio dell'habitat fluviale

Lo studio dell'habitat fluviale è stato svolto mediante l'applicazione delle metodologie di seguito descritte alle stazioni di indagine.

4.6.2.1.1 Indice di Funzionalità Fluviale (IFF 2007)

L'Indice di Funzionalità Fluviale – IFF – (AA. VV., 2007; 2003) rappresenta un'evoluzione della scheda RCE-2 messa a punto da Siligardi & Maiolini (1993), rappresentante a sua volta un adattamento alla realtà dei corsi d'acqua alpini e prealpini dello RCE (*“Riparian, Channel and Enviromental Inventory”*), elaborato da Petersen nel 1982.

L'IFF, ulteriormente aggiornato nella sua ultima versione del 2007, analogamente ai suoi "progenitori" valuta le caratteristiche dell'habitat fluviale e ripario ed è stato concepito per esprimere la qualità dell'ecosistema fluviale in termini di livello di "funzionalità idrobiologica" del corso d'acqua.

La scheda (4.6.2.1) si compone di 14 domande che appartengono a 4 diverse categorie sulla base degli aspetti che prendono in esame. Nel loro complesso queste domande consentono di indagare tutte le principali componenti dell'ecosistema fluviale, sia abiotiche che biotiche, per ciascuna delle quali vengono fornite 4 possibili risposte cui sono associati altrettanti punteggi. Una volta risposto alle domande, dalla somma dei singoli punteggi attribuiti si otterrà il punteggio finale per ciascuna sponda, al quale corrisponderà una classe di funzionalità fluviale (Tabella).

La compilazione della scheda deve essere riservata ad operatori di provata esperienza nel campo dell'ecologia fluviale: infatti, benché sia apparentemente di facile applicazione, il metodo presuppone adeguata preparazione scientifica, nonché capacità di osservazione e di ragionamento da parte del rilevatore.

Tabella 4.6.2.1: scheda IFF 2007

Domanda	Sponda		
	dx		sx
1- Stato del territorio circostante			
Assenza di antropizzazione	25		25
Compresenza di aree naturali e usi antropici del territorio	20		20
Colture stagionali e/o permanenti; urbanizzazione rada	5		5
Aree urbanizzate	1		1
2- Vegetazione presente nella fascia perifluviale primaria			
Compresenza di formazioni riparie complementari funzionali	40		40
Presenza di una sola o di una serie semplificata di formazioni riparie	25		25
Assenza di formazioni riparie ma presenza di formazioni comunque funzionali	10		10
Assenza di formazioni a funzionalità significativa	1		1
2bis- Vegetazione presente nella fascia perifluviale secondaria			
Compresenza di formazioni riparie complementari funzionali	20		20
Presenza di una sola o di una serie semplificata di formazioni riparie	10		10
Assenza di formazioni riparie ma presenza di formazioni comunque funzionali	5		5
Assenza di formazioni a funzionalità significativa	1		1
3- Ampiezza delle formazioni funzionali presenti in fascia perifluviale			
Ampiezza cumulativa delle formazioni funzionali maggiore di 30 m	15		15
Ampiezza cumulativa delle formazioni funzionali compresa tra 30 e 10 m	10		10
Ampiezza cumulativa delle formazioni funzionali compresa tra 10 e 2 m	5		5
Assenza di formazioni funzionali	1		1
4- Continuità delle formazioni funzionali presenti in fascia perifluviale			
Sviluppo delle formazioni funzionali senza interruzioni	15		15
Sviluppo delle formazioni funzionali con interruzioni	10		10

Domanda	Sponda		
	dx		SX
Sviluppo delle formazioni funzionali con interruzioni frequenti o solo erbacea continua e consolidata o solo arbusteti a dominanza di esotiche e infestanti	5		5
Suolo nudo, popolamenti vegetali radi	1		1
5- Condizioni idriche dell'alveo			
Regime perenne con portate indisturbate e larghezza dell'alveo > 1/3 dell'alveo di morbida		20	
Fluttuazioni di portata indotte di lungo periodo con ampiezza dell'alveo bagnato < 1/3 dell'alveo di morbida o variazione del solo tirante idraulico		10	
Disturbi di portata frequenti o secche naturali stagionali non prolungate o portate costanti indotte		5	
Disturbi di portata intensi, molto frequenti o improvvisi o secche prolungate indotte per azione antropica		1	
6- Efficienza di esondazione			
Tratto non arginato, alveo di piena ordinaria superiore al triplo dell'alveo di morbida		25	
Alveo di piena ordinaria largo tra 2 e 3 volte l'alveo di morbida (o, se arginato, superiore al triplo)		15	
Alveo di piena ordinaria largo tra 1 e 2 volte l'alveo di morbida (o, se arginato, largo 2 - 3 volte)		5	
Tratti di valle a V con forte acclività dei versanti e tratti arginati con alveo di piena ordinaria < di 2 volte l'alveo di morbida		1	
7- Strutture di ritenzione degli apporti trofici			
Alveo con massi e/o vecchi tronchi stabilmente incassati (o presenza di fasce di canneto o idrofite)		25	
Massi e/o rami con depositi di materia organica (o canneto o idrofite rade e poco estese)		15	
Strutture di ritenzione libere e mobili con le piene (o assenza di canneto e idrofite)		5	
Alveo di sedimenti sabbiosi o sagomature artificiali lisce a corrente uniforme		1	
8- Erosione delle rive			
Poco evidente e non rilevante o solamente nelle curve	20		20
Presente sui rettilinei e/o modesta incisione verticale	15		15
Frequente con scavo delle rive e delle radici e/o evidente incisione verticale	5		5
Molto evidente con rive scavate e franate o presenza di interventi artificiali	1		1
9- Sezione trasversale			
Alveo integro con alta diversità morfologica		20	
Presenza di lievi interventi artificiali ma con discreta diversità morfologica		15	
Presenza di interventi artificiali o con scarsa diversità morfologica		5	
Artificiale o diversità morfologica quasi nulla		1	
10- Idoneità ittica			
Elevata		25	
Buona o discreta		20	
Poco sufficiente		5	
Assente o scarsa		1	
11- Idromorfologia			
Elementi idromorfologici distinti con successione regolare		20	
Elementi idromorfologici distinti con successione irregolare		15	
Elementi idromorfologici indistinti o preponderanza di un solo tipo		5	
Elementi idromorfologici non distinguibili		1	

Domanda	Sponda		
	dx		SX
12- Componente vegetale in alveo bagnato			
Periphyton sottile scarsa copertura di macrofite tolleranti		15	
Film perifitico tridimensionale apprezzabile e scarsa copertura di macrofite tolleranti		10	
Periphyton discreto o (se con significativa copertura di macrofite tolleranti) da assente a discreto		5	
Periphyton spesso e/o elevata copertura di macrofite tolleranti		1	
13- Detrito			
Frammenti vegetali riconoscibili e fibrosi		15	
Frammenti vegetali fibrosi e polposi		10	
Frammenti polposi		5	
Detrito anaerobico		1	
14- Comunità macrobentonica			
Ben struttura e diversificata, adeguata alla tipologia fluviale		20	
Sufficientemente diversificata, ma con struttura alterata rispetto a quanto atteso		10	
Poco equilibrata e diversificata con prevalenza di <i>taxa</i> tolleranti all'inquinamento		5	
Assenza di una comunità strutturata; pochi <i>taxa</i> , tutti piuttosto tolleranti all'inquinamento		1	

Tabella 4.6.2.2: livelli di funzionalità dell'IFF

Valore di IFF	Livello di funzionalità	Giudizio di funzionalità	Colore
261-300	I	Ottimo	
251-260	I-II	Ottimo - buono	
201-250	II	Buono	
181-200	II-III	Buono - mediocre	
121-180	III	Mediocre	
101-120	III-IV	Mediocre - scadente	
61-100	IV	Scadente	
51-60	IV-V	Scadente - pessimo	
14-50	V	Pessimo	

4.6.2.1.2 Rilevamento delle unità di mesohabitat fluviale

Le caratteristiche morfologiche e idrauliche di un torrente sono elementi determinanti per la possibilità di colonizzazione da parte delle comunità biologiche e in particolare della fauna ittica, il cui svolgimento dell'intero ciclo vitale (alimentazione, accrescimento, riproduzione) richiede la presenza di diverse tipologie di habitat fluviale.

Dal punto di vista della ecologia fluviale è particolarmente interessante lo studio della morfologia di un corso d'acqua a livello di *mesohabitat*, cioè su una scala spaziale nell'ordine della decina di metri, e con una durata temporale dell'ordine della decina di anni; gli elementi di mesohabitat, detti anche "unità morfologiche", sono riconducibili a quattro tipologie fondamentali (White, 1973; Bisson *et al.*, 1982; Marcus *et al.*, 1990; Mc Cain *et al.*, 1990):

- **pool:** raggruppa le tipologie caratterizzate da velocità di corrente moderata, acque relativamente profonde, fondo costituito da sedimento fine;
- **riffle:** indica tratti con corrente veloce, acqua poco profonda e substrati grossolani e duri.
- **step pool:** rapide disposte a scalinata, dove piccole pozze, poco profonde e posizionate dietro gruppi di massi, si susseguono alternativamente a corti tratti a pendenza più accentuata che vanno a formare delle piccole cascatelle.
- **cascade:** si riferisce a tutti quei tratti che non possono ospitare stabilmente pesci in quanto la velocità di corrente è eccessiva o la profondità d'acqua troppo scarsa; si tratta in genere di tratti con elevata pendenza, vere e proprie cascate o schiene di roccia viva e spesso sono associati a discontinuità dell'alveo non superabili dai pesci.

I *riffle* hanno caratteristiche idraulico - morfologiche (acque veloci e ossigenate, substrato grossolano che è ricco di interstizi e offre un'ampia superficie per la crescita del periphyton) particolarmente idonee alla colonizzazione da parte dei macroinvertebrati bentonici, e sono pertanto aree preferenziali per l'attività alimentare dei pesci, della cui dieta il macrobenthos è componente fondamentale. Essi rivestono, inoltre, una notevole importanza per l'attività riproduttiva di numerose specie ittiche (per esempio trote e temoli), le cui uova vengono deposte in substrati ghiaiosi e necessitano di un buon ricambio d'acqua; in tali aree si possono verificare temporanei addensamenti di individui adulti maturi nel periodo riproduttivo. Il valore biologico "assoluto" di un *riffle* dipenderà dalle sue caratteristiche: un tratto con substrato ciottoloso sarà meno favorevole alla riproduzione, ma potrà offrire più rifugi e maggiore disponibilità di macroinvertebrati, rispetto ad uno con substrato ghiaioso, più adatto invece alla frega.

Le *pool* forniscono rifugio dai predatori aerei e terrestri ai pesci di taglia maggiore, in particolare a quelli che fanno uso di tane come gli individui adulti di trota, che non trovano ripari idonei nelle acque basse dei *riffle*. In corsi d'acqua soggetti a notevoli riduzioni di portata, la presenza di *pool* con un sufficiente volume d'acqua di riserva è fondamentale per garantire la sopravvivenza della fauna ittica nei periodi di magra, durante i quali le tipologie come i *riffle* possono essere soggette ad asciutte. Anche per le *pool* le diverse caratteristiche che le definiscono, quali la profondità massima e la presenza di rifugi, saranno determinanti nel definire il valore biologico che esse rivestono; è ovvio che una *pool* molto profonda sarà più importante per la sopravvivenza dei pesci rispetto ad una *pool* più bassa. Alcune *pool*, inoltre, terminano con una zona di acque veloci e poco profonde, mostrando una conformazione tale da consentire la riproduzione delle trote grazie alla possibilità di ospitare al contempo i riproduttori e la zona di frega.

Sulla base di quanto esposto appare evidente che un habitat fluviale ottimale dovrà essere caratterizzato da un elevato grado di diversità idraulico - morfologica al suo interno: sarà necessaria la presenza di zone a *riffle* dove sia possibile svolgere l'attività alimentare e la deposizione delle uova, ma anche di *pool* ad esse contigue e collegate (dal punto di vista della percorribilità ittica), dove gli adulti possano trovare rifugio. La presenza di *cascade* può essere un fattore limitante per lo sviluppo della fauna ittica in un tratto di corso d'acqua se ne determinano una eccessiva frammentazione dal punto di vista della percorribilità ittica (specialmente se si frappongono tra aree di frega e aree normalmente abitate dai riproduttori) o qualora ne rappresentino una vasta superficie, che di fatto non è disponibile alla colonizzazione da parte dei pesci.

4.6.2.2 *Studio della qualità delle acque*

La qualità delle acque è stata indagata attraverso il rilevamento in campo dei principali parametri chimico – fisici e l'indagine sulla componente macrobentonica.

4.6.2.2.1 *L'analisi dei parametri chimico – fisici*

Sono stati rilevati direttamente sul campo, tramite sonde portatili, i principali parametri chimico – fisici di qualità delle acque: temperatura, concentrazione e percentuale di saturazione di ossigeno, conducibilità elettrica e pH; gli strumenti utilizzati sono stati i seguenti:

- Ossimetro Hanna instruments, modello HI9146, dotato di sonda termica incorporata;
- pHmetro, termometro, Hanna instruments, modello HI9023, dotato di elettrodo in vetro per la misura del pH in acque a bassissima conducibilità e sonda termica separata;
- Conducimetro, HI 9835, con regolazione automatica della temperatura.

4.6.2.2.2 *Valutazione della qualità biologica delle acque (Indice Biotico Esteso)*

Il campionamento del macrobentos è stato condotto seguendo la nuova metodica indicata dalle recenti linee guida messe a punto dalla Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e per i servizi Tecnici "APAT", consultabili e scaricabili sul sito: http://www.apat.gov.it/site/IT/APAT/Pubblicazioni/metodi_bio_acque.html.

Tale metodica non fornisce ancora un possibile indice da applicare per la determinazione della qualità delle acque e per ora restituisce unicamente un elenco faunistico di taxa presenti con relative

abbondanze; per continuità con il passato e per potere dare delle indicazioni di qualità viene condotto anche il campionamento con metodica IBE con relativa applicazione dell'indice, di seguito descritto.

L'indice Biotico Esteso

La valutazione della qualità biologica delle acque è stata condotta tramite lo studio della comunità macrobentonica e l'applicazione dell'Indice Biotico Esteso IBE.

La stretta relazione che esiste tra la comunità di macroinvertebrati e le caratteristiche chimico - fisiche e idrauliche del tratto di corso d'acqua in cui vive, implica che una perturbazione di tali caratteristiche produce una modificazione della comunità macrobentonica sia in termini qualitativi che quantitativi; da questo presupposto nasce l'idea di utilizzare i macroinvertebrati come bioindicatori per monitorare lo stato di un corso d'acqua attraverso degli appositi indici di qualità, grazie anche alle loro seguenti caratteristiche:

- la sensibilità alle modificazioni ambientali, cui reagiscono con prontezza;
- la capacità di essere buoni indicatori di condizioni localizzate, infatti, essi si spostano in modo molto limitato e quindi sono particolarmente idonei per valutazioni di impatto sito – specifiche;
- l'abbondante presenza dei macroinvertebrati nella quasi totalità dei corsi d'acqua;
- il ciclo vitale sufficientemente lungo per dare la possibilità di rappresentare un "integrale" degli avvenimenti della storia recente del fiume.

L'Indice Biotico Esteso IBE (Ghetti, 1995, 1997) è una rielaborazione dell'indice EBI ("*Extended Biotic Index*"), messo a punto nella sua versione originale da Woodiwiss nel 1978 e successivamente adattato all'impiego nelle acque italiane da Ghetti (1986). Il principio metodologico dell'IBE è basato sull'analisi qualitativa della comunità macrobentonica; in particolare lo stato di salute dell'ecosistema fluviale viene messo in relazione alla diversa sensibilità di alcuni gruppi di macroinvertebrati la cui presenza / assenza costituisce una prima indicazione sull'entità del degrado ambientale, nonché al numero complessivo di unità sistematiche (*taxa*) che costituiscono la comunità macrobentonica e che, di norma, diminuisce in presenza di inquinamento. La sua applicazione consente di valutare il grado d'integrità ambientale di un corso d'acqua e di attribuirlo, mediante l'assegnazione di un punteggio, ad una determinata classe di qualità biologica. La determinazione del valore di indice IBE da attribuire ad una determinata sezione di corso d'acqua, si basa su una matrice a doppia entrata (Tabella 0-1). In ordinata vi sono indicati i gruppi di macroinvertebrati elencati in ordine decrescente di sensibilità agli effetti delle variazioni

ambientali. In ascissa sono riportati gli intervalli numerici che fanno riferimento al numero complessivo di unità sistematiche ritrovate durante il campionamento nel tratto d'acqua in oggetto. Dal valore ottenuto attraverso l'uso della matrice a doppia entrata, prendendo in considerazione la Tabella che pone in relazione il valore di IBE con le classi di qualità, sarà possibile esprimere un giudizio sintetico circa la qualità delle acque.

Tabella 0-1: matrice per il calcolo del valore di IBE (Indice Biotico Esteso)

Gruppi faunistici (primo ingresso)		Numero totale delle Unità Sistematiche costituenti la comunità (secondo ingresso)							
		0 - 1	2 - 5	6 - 10	11 - 15	16 - 20	21 - 25	26 - 30	31 - 35
Plecotteri (<i>Leuctra</i> ⁹)	Più di una U.S.	-	-	8	9	10	11	12	13
	Una sola U.S.	-	-	7	8	9	10	11	12
Efemerotteri (Baetidae e Caenidae ^{oo})	Più di una U.S.	-	-	7	8	9	10	11	12
	Una sola U.S.	-	-	6	7	8	9	10	11
Tricotteri	Più di una U.S.	-	5	6	7	8	9	10	11
	Una sola U.S.	-	4	5	6	7	8	9	10
Gammaridi, Atiidi e Palemonidi	Tutte le U.S. sopra assenti	-	4	5	6	7	8	9	10
Asellidi	Tutte le U.S. sopra assenti	-	3	4	5	6	7	8	9
Oligocheti o Chironomidi	Tutte le U.S. sopra assenti	1	2	3	4	5	-	-	-
Tutti i <i>taxa</i> precedenti assenti	Possono esserci organismi a respirazione aerea	0	1	-	-	-	-	-	-

Note: nelle comunità in cui *Leuctra* è presente come unico *taxon* di Plecotteri, e sono contemporaneamente assenti gli Efemerotteri (tranne Baetidae e Caenidae), *Leuctra* deve essere considerata al livello dei Tricotteri al fine dell'entrata orizzontale in tabella.

^{oo}: per le famiglie di Efemerotteri Baetidae e Caenidae, l'ingresso orizzontale avviene al livello dei Tricotteri.

Tabella 4.6.2.4: classi di qualità e relativo giudizio, secondo l'indice IBE

IBE	Classe	Qualità dell'acqua	Giudizio	Colore
10 +	I	Buona	Ambiente non inquinato o comunque non alterato in modo sensibile	
8-9	II	Accettabile	Ambiente con moderati sintomi di inquinamento o di alterazione	
6-7	III	Dubbia	Ambiente inquinato o comunque alterato	
4-5	IV	Critica	Ambiente molto inquinato o comunque molto alterato	
0-1-2-3	V	Molto critica	Ambiente fortemente inquinato o fortemente alterato	

4.6.2.3 *Studio della fauna ittica*

La raccolta dei dati di campo sulla fauna ittica è stata svolta mediante pesca elettrica. Si tratta del metodo più efficace nei corsi d'acqua di piccole e medie dimensioni, oltre ad essere innocuo per i pesci, che possono così essere rimessi in libertà una volta effettuate le analisi necessarie. Questo sistema di pesca si basa sull'effetto che un campo elettrico produce sul pesce: mediante un elettrostorditore alimentato da un motore a scoppio viene, infatti, generato un campo elettrico tra due elettrodi, lancia (anodo) e massa (catodo), tra i quali si stabilisce una corrente elettrica nell'acqua.

L'efficienza della pesca elettrica è influenzata da alcuni fattori ambientali, primo dei quali la conducibilità elettrica dell'acqua: valori troppo bassi (come accade per esempio in acque di bacini cristallini, povere di sali disciolti, dove si registrano valori inferiori a 20 $\mu\text{S}/\text{cm}$) fanno sì che l'acqua non conduca adeguatamente la corrente elettrica e l'elettropesca risulti inefficace. Di contro, valori di conducibilità troppo alti (per esempio nelle acque salmastre o comunque ricche di soluti) danno luogo ad una dispersione eccessiva di corrente, cosicché, anche in questo caso, l'elettropesca diventa inefficace. Un altro fattore che condiziona il successo della pesca elettrica è la natura del substrato di fondo: maggiore è la sua conducibilità, come nel caso di fondali fangosi, e più il campo elettrico si disperde, risultandone una minore efficienza di cattura; fondali rocciosi, poco conduttivi, sono invece ottimali. È importante anche la profondità dell'acqua, al crescere della quale diminuiscono le possibilità di cattura sia per una maggiore dispersione di corrente conseguente alla cresciuta distanza tra gli elettrodi, sia per le difficoltà insite quando si opera nelle acque profonde. Il campionamento tramite elettropesca è stato condotto da un gruppo di quattro persone: una che portava e azionava lo storditore, una che utilizzava la lancia, una che raccoglieva i pesci storditi con una guada e una che trasportava i pesci catturati nei contenitori per lo stoccaggio provvisorio in attesa degli esami. È stato utilizzato un elettrostorditore spallabile con motore a scoppio modello "Ittiosanitaria ELT-61 II GI" da 1300 Watt".

I pesci catturati sono sottoposti alle seguenti determinazioni:

- Identificazione della specie di appartenenza.
- Misura della lunghezza totale - cioè dall'apice del muso all'estremità della coda tenuta distesa - mediante un apposito strumento, l'ittiometro, con un'approssimazione di ± 1 mm.
- Peso, mediante bilancia elettronica, con un'approssimazione di ± 0.1 g (± 1 g per le specie di peso maggiore di 0.5 kg).
- I dati così ricavati sono stati utilizzati per ottenere i seguenti parametri:

- **Composizione della comunità ittica**, espressa come percentuale di abbondanza degli individui delle diverse specie ittiche rilevate.
- **Struttura delle popolazioni ittiche**: si valuta attraverso l'abbondanza relativa tra individui giovani di un anno di vita o meno (detti anche "0⁺"), giovani di oltre un anno di vita (detti anche "individui subadulti") e adulti, cioè pesci sessualmente maturi, che in genere hanno almeno tre anni di vita. Lo stato di salute di una popolazione dipende, infatti, non solo dalla sua abbondanza numerica, ma anche da un corretto rapporto di equilibrio tra individui delle diverse età: una popolazione costituita quasi esclusivamente da giovani indica o una situazione di espansione demografica, oppure la presenza di problemi ambientali che non consentono la presenza di pesci di maggiore taglia, o ancora un eccessivo prelievo di adulti operato dalla pesca. Questo si può tradurre in una grave limitazione per la possibilità di riproduzione naturale nel tratto, venendo a scarseggiare o a mancare i riproduttori fino a quando i giovani presenti avranno la possibilità di raggiungere la maturità sessuale. Viceversa, una popolazione con pochi giovani indica la presenza di problemi per il successo della riproduzione naturale a livello di sopravvivenza di uova o avannotti.
- **Relazione lunghezza peso**: La relazione lunghezza - peso di un pesce è rappresentata dalla equazione (Baker et al 1993; Klemm et al 1993): $P = a L^b$ dove: P è il peso del pesce in grammi, L è la lunghezza del pesce in millimetri, b è un esponente generalmente compreso tra 2 e 4; esso è pari a 3 nel caso di una crescita perfettamente isometrica, tale cioè per cui il pesce non cambia forma del corpo e peso specifico nel corso della vita (Ricker 1975). I coefficienti a e b variano da specie a specie e talvolta differiscono anche tra individui di una stessa specie in dipendenza dal sesso, dalla maturità sessuale o dal grado di riempimento dello stomaco. In particolare "b" risulta costante nell'arco dell'anno e in ambienti diversi nell'ambito di una stessa stanza nel mentre varia tra stanze diverse ad esempio dopo la metamorfosi, al primo raggiungimento della maturità sessuale o a seguito di importanti cambiamenti ambientali; "a" invece varia stagionalmente nonché in relazione alle tipologie ambientali (Bagenal & Tesch 1978). La relazione lunghezza - peso può essere impiegata, nel caso di campioni molto numerosi di pesci, per ricavare il peso degli esemplari dei quali è stata misurata solamente la lunghezza (Busacker et al 1990); in questo modo, pesando solo il numero di esemplari necessario a stabilire una relazione lunghezza - peso soddisfacente, si possono semplificare notevolmente le procedure operative, dal momento che la misura di lunghezza (in particolare su pesci vivi) richiede meno tempo di quella di peso. Quando si formula una relazione - lunghezza peso per una popolazione, è necessario includere il più ampio intervallo possibile di taglie, inclusi quelle degli individui 0⁺; devono invece essere esclusi gli stadi giovanili appartenenti a diverse stanze,

come per esempio gli stadi larvali, in quanto caratterizzati da differenti coefficienti “a” e “b” (Ricker 1975).

Coefficiente di condizione k: è un parametro che oltre a dipendere dalla morfologia corporea e dal peso specifico, esprime lo stato nutrizionale e di benessere di un pesce: un individuo di una determinata specie, in buone condizioni di salute e con elevata disponibilità di nutrimento, tenderà ad accumulare più energia sotto forma di tessuti, rispetto ad un individuo della medesima specie e della stessa lunghezza sottoposto a stress o con scarse disponibilità alimentari. Anche i processi riproduttivi influenzano notevolmente il coefficiente di condizione: in prossimità della frega infatti le gonadi determinano un aumento del K, in particolare nelle femmine. Differenti specie ittiche possono avere dei fattori di condizione tipicamente diversi in dipendenza dalla forma del loro corpo: così esso sarà minore di 1 in specie fortemente allungate quali per esempio l'anguilla, prossimo a 1 in specie affusolate come la trota o il cavedano, superiore a 1 in specie “robuste” quali per esempio il persico trota o la carpa. Il coefficiente di condizione può essere utilizzato nelle specie con accrescimento isometrico (“b” prossimo o meglio uguale a 3) per comparare l'accrescimento di individui della stessa specie ma di sesso diverso oppure in momenti stagionali e/o in condizioni ambientali diversi (Bagenal & Tesch 1978; Busacker et al 1990); in specie con accrescimento allometrico è invece improprio comparare il coefficiente di condizione di soggetti appartenenti a classi di lunghezza diverse. Si ricorda inoltre che il coefficiente di condizione non può essere utilizzato correttamente nei casi in cui il peso sia stato calcolato sulla base della relazione lunghezza – peso, anziché rilevato direttamente (Busacker et al 1990).

4.6.3 Quadro di riferimento ambientale dell'ecosistema acquatico

In questo capitolo sono riportati i risultati delle indagini relative allo stato dell'ecosistema fluviale dei tratti di torrente interessati dal progetto.

Il T. Sessera

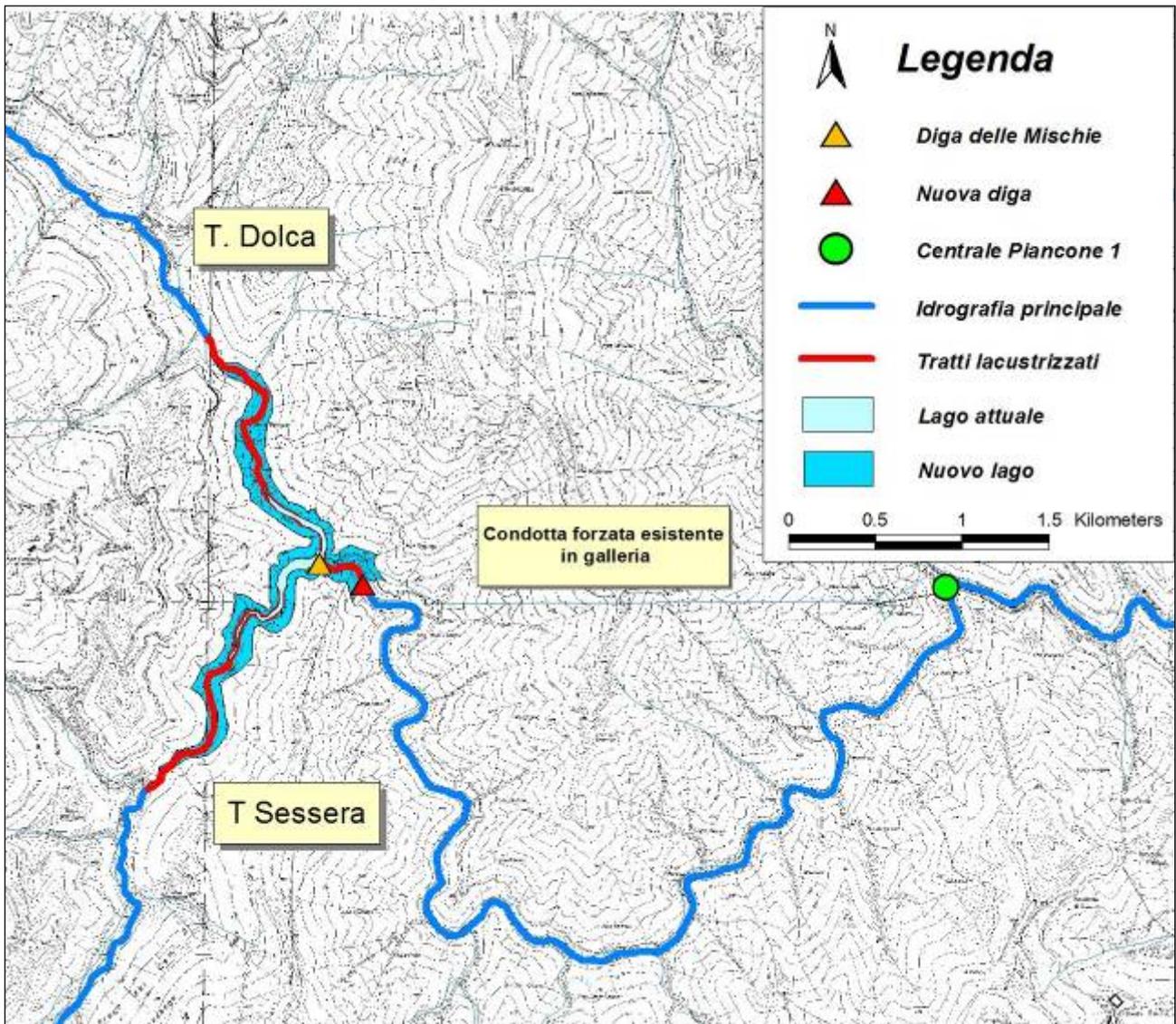
Le sorgenti del Torrente Sessera sono poste a 2230 m s.l.m., sotto la Cima d'Ala, e sfocia nel Fiume Sesia in sponda idrografica destra presso Bornate, dopo aver percorso tutta la Valle Sessera per una lunghezza complessiva di 37 Km. Il suo corso è quasi interamente compreso nel territorio provinciale di Biella e solamente la parte terminale scorre in Provincia di Vercelli percorrendo gli ultimi 4 Km. Il bacino idrografico ha un'estensione complessiva di 153 Km² e il suo alveo ha una pendenza media del 6%. I principali affluenti sono il Torrente Dolca, che vi si immette all'altezza della diga di Mischie sulla sinistra orografica, e il Rio Ponzone, sulla destra orografica. Altri affluenti sono, a sinistra, il Rio Confienzo, il Rio Ardeccia, il Rio del Cavallero, il Rio Scoccia, il Rio dell'Auna, il Rio Scarola, il Rio Fontana e il Rio Bodro; a destra abbiamo, invece, il Canale della Muschiera, il Canale d'Inferno e il Canale di Pissa. Fino a Masseranga il Sessera scorre in un territorio montano praticamente privo di insediamenti abitativi, ma subisce comunque importanti interventi di alterazione ambientale, il più importante dei quali è, senza dubbio, la diga di Mischie. Dopo Masseranga abbiamo, in rapida successione, Granero, Coggiola, Pray e Crevacuore, che sorgono tutti sulle sue sponde.

Il T. Dolca

Il Torrente Dolca, principale corso d'acqua della valle omonima, nasce a 1782 m di quota s.l.m. Dopo un primo tratto percorso in direzione SW-NE fino all'Alpe Camera, esso compie un'ampia curva in direzione W-E fino all'Alpe Lavaggi e una piega finale verso SE, fino alla sua confluenza con il Torrente Sessera, all'altezza della diga di Mischie, a 900 m s.l.m.

Lungo tutto il suo percorso di 8,6 km, il torrente mantiene una buona pendenza e riceve le acque di numerosi piccoli affluenti. Tra quelli di sponda orografica sinistra i principali sono il Rio Stramba, il Rio Barosa e il Rio Benne, tutti e tre nell'area compresa tra l'Alpe Stramba e l'Alpe Campo; tra quelli di sponda orografica destra i più importanti sono il Canale della Raja, il Rio Gorei, il Rio Casogna e il Rio Fumera.

Figura 4.6.3.1: i tratti di T.Sessera e Dolca interessati dal progetto della Nuova Diga delle Mischie



Ad oggi la presenza dell'attuale diga genera un rigurgito negli alvei dei due torrenti e una conseguente lacustrizzazione pari a circa 500 metri dallo sbarramento.

Il tratto di T. Sessera compreso tra la nuova diga e la centrale del Piancone I risulta lungo circa 8 km, mentre i tratti dei torrenti interessati dai rigurgiti delle acque derivanti dalla realizzazione della nuova diga, più alta di circa 35 m rispetto a quella esistente, saranno lunghi rispettivamente circa 1750 m sul T. Dolca e 2300 m circa sul T. Sessera.

4.6.3.1 *L'habitat fluviale (Indice di funzionalità fluviale)*

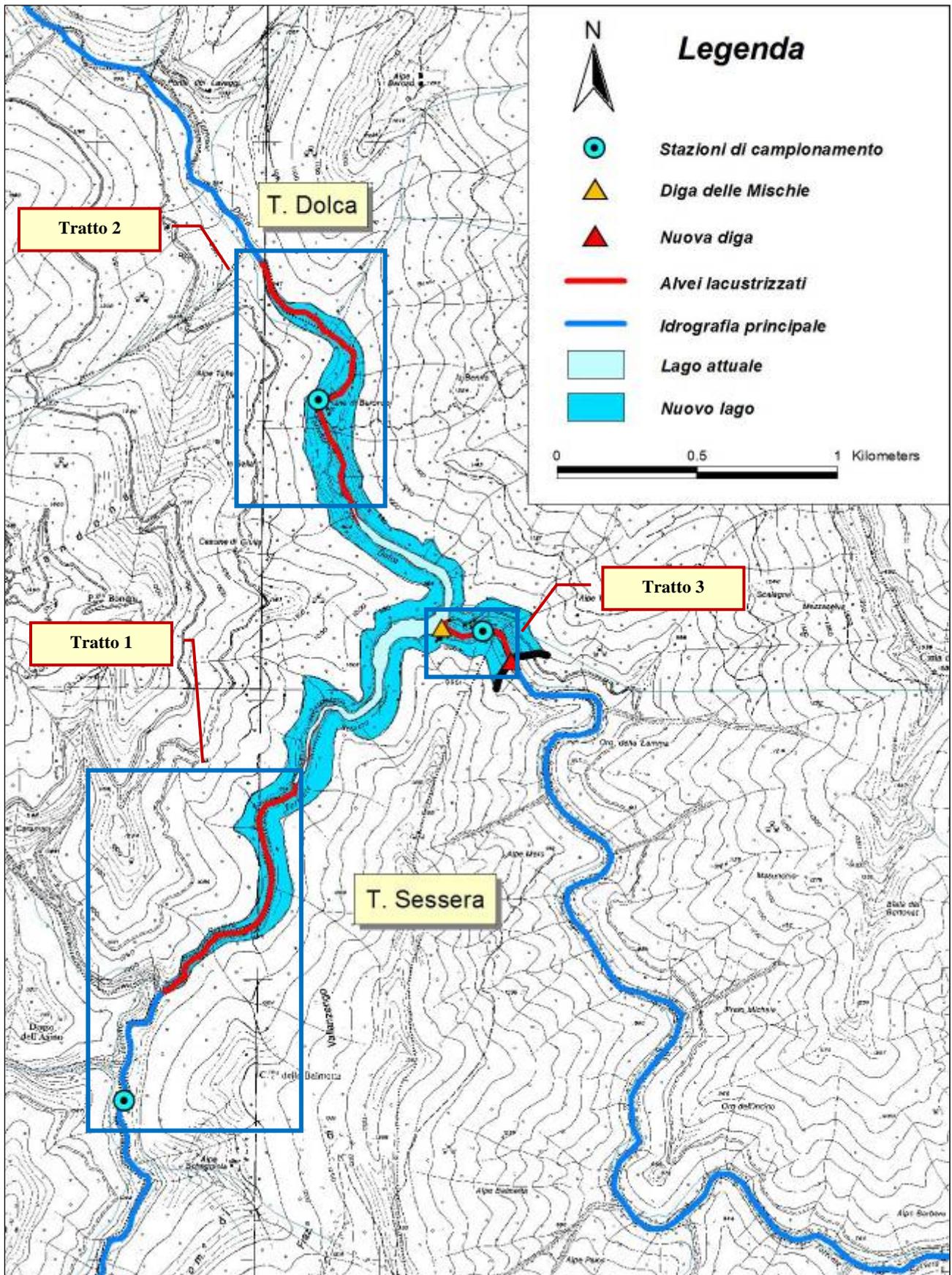
Per le descrizioni degli habitat fluviali del T. Sessera si sono tenuti distinti il tratto a monte dell'attuale lago e il tratto immediatamente a valle delle diga esistente; mentre per quanto riguarda il T. Dolca si è considerato solamente il tratto a monte del lago.

I tratti oggetto del presente studio sono comunque inseriti in un territorio scarsamente antropizzato e naturalmente molto ben conservato, a tratti selvaggio. Di fatto all'interno del bacino sotteso non sono presenti insediamenti abitativi se non alcuni alpeggi stagionali e in alcuni casi abbandonati, il resto del territorio è caratterizzato da un ambiente di tipo alpino che raggiunge quote piuttosto elevate con vette e creste fino ai 2500 m s.l.m.. Sia a monte del Lago delle Mischie sia a valle i versanti vallivi risultano molto scoscesi, a tratti inforrati e di difficile accesso, ricoperti da boschi di latifoglie.

Per le descrizioni degli habitat fluviali del T. Sessera sono stati individuati 3 tratti distinti, due a monte dell'attuale lago (T. Sessera e T. Dolca) e uno a valle della Diga esistente, appartenente solo al Sessera; di seguito elencati:

- **Tratto 1 - T. Sessera - a monte del lago.**
- **Tratto 2 - T. Dolca – a monte del lago.**
- **Tratto 3 – T. Sessera – a valle della diga.**

Figura 4.6.3.2: dettaglio dei tratti fluviali che saranno soggetti a lacustrizzazione con indicazione del posizionamento delle stazioni di campionamento biologico



Il mesohabitat

Nei tratti individuati è stato condotto un rilievo di dettaglio del mesohabitat su segmenti campione rappresentativi e di seguito viene fornita la relativa descrizione.

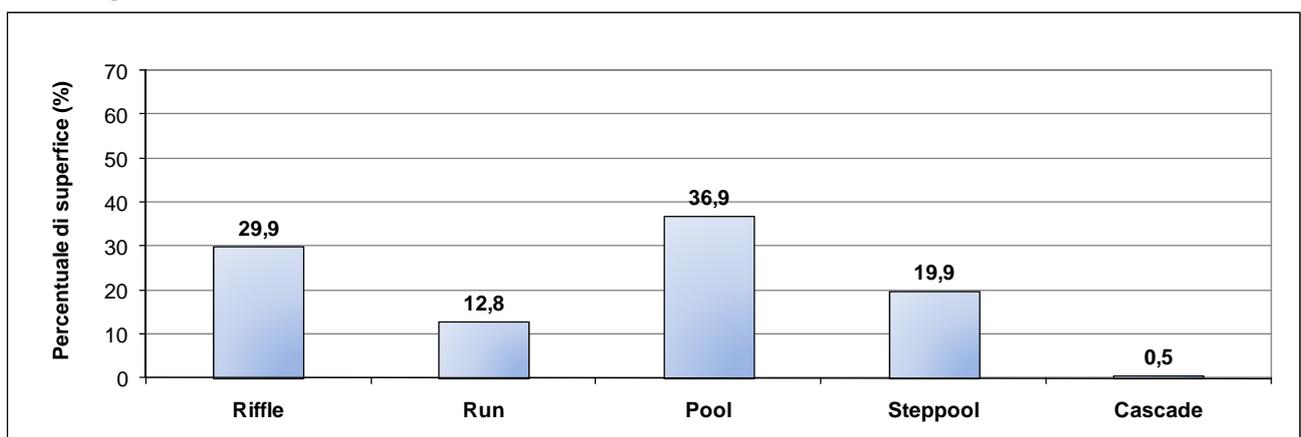
Tratto 1 - T. Sessera - monte del lago.

È stata rilevata una sequenza di unità morfologiche eterogenea, essendo presenti con diverse percentuali tutte le tipologie considerate; l'alveo scorre in questo tratto in una valle piuttosto stretta ed incisa con sponde spesso verticali in roccia; tale morfologia valliva condiziona la morfologia del mesohabitat insieme alla bassa pendenza. Il substrato è dominante da massi e ciottoli, buona anche la presenza di ghiaia e superfici idonee alla riproduzione dei salmonidi; l'ombreggiatura è ottimale data la conformazione valliva, l'esposizione solare e la presenza di una abbondante vegetazione arborea sulle sponde.

La pendenza media risulta piuttosto aggradata e favorisce la presenza di unità morfologiche a *riffle* e *run* che rispettivamente occupano circa il 30 % e il 13 % della superficie bagnata; buona comunque la disponibilità di *pool* e *step pool* che rispettivamente occupano il circa il 37 % e il 20 % della superficie bagnata. Assenti discontinuità sia naturali che artificiale al passaggio della fauna ittica, come del resto sono del tutto assenti interventi di regimazione spondale in quanto le sponde sono consolidate da massi, affioramenti rocciosi e radici.

Il rilievo è stato condotto in condizione di magra.

Tabella 4.6.3.1: distribuzione delle percentuali di superficie dell'alveo bagnato occupate dalle unità morfologiche censite.



Tratto 2 - T. Dolca – monte del lago

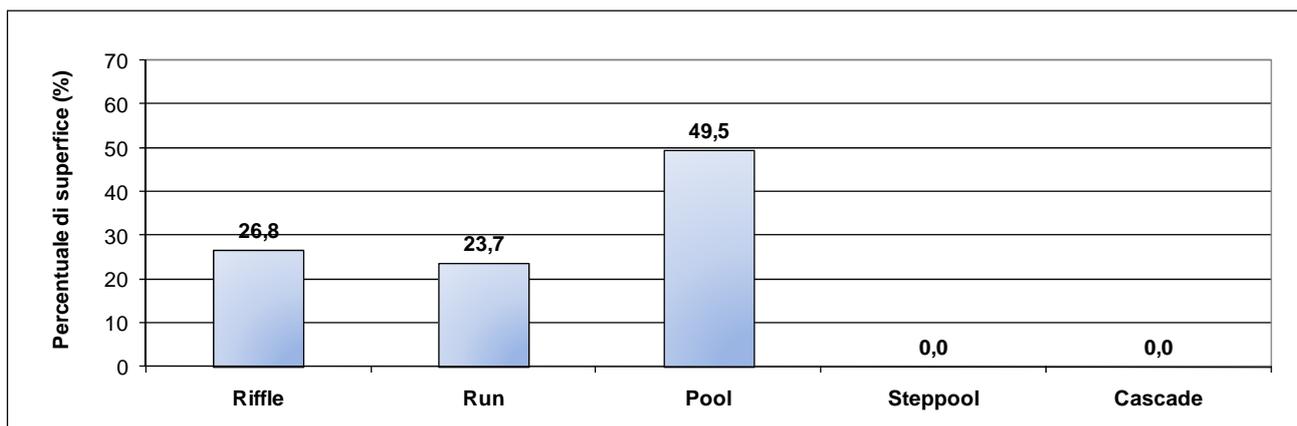
il tratto campione censito è costituito da una porzione valliva anch'essa caratterizzata da una relativa scarsa pendenza e una ampiezza maggiore rispetto a quanto osservato sul T. Sessera in precedenza; l'alveo del torrente risulta più aperto e non così stretto dai versanti vallivi che risultano

comunque scoscesi, dando modo al torrente una maggiore libertà di divagazione, condizione che influenza la composizione e distribuzione delle unità di mesohabitat.

Anche in questo tratto il substrato è dominato da massi e ciottoli, con alcuni affioramenti rocciosi, buona anche la presenza di superfici idonee alla riproduzione di Salmonidi; l'ombreggiatura è buona, anche se la larghezza dell'alveo è morbida e la presenza di pascoli e superfici a prato limita la copertura da parte della vegetazione riparia.

Le unità morfologiche censite sono le *pool*, che dominano con poco meno del 50 % della superficie bagnata, di fatto quando presenti sono molto estese e profonde, con buche che oltrepassano i 2 m di profondità; i *run* e *riffle* sono equamente ripartiti (23,7 % e 26,8 %) fanno da raccordo tra le *pool*, continuità che non è interrotta da ostacoli agli spostamenti della fauna ittica presente.

Tabella 4.6.3.2: distribuzione delle percentuali di superficie dell'alveo bagnato occupate dalle unità morfologiche censite.



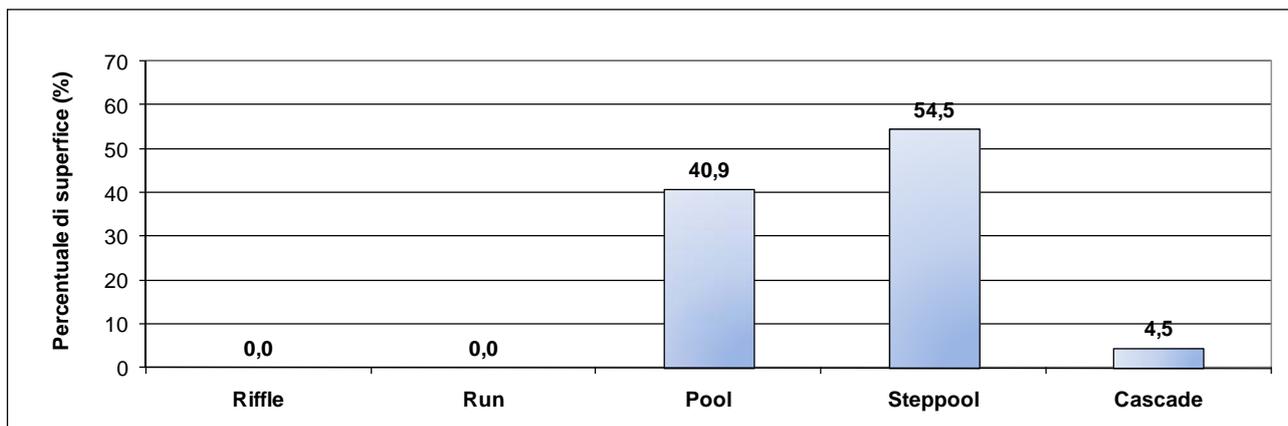
Tratto 3 – T. Sessera – valle diga

Profondamente diversa è la conformazione valliva del T. Sessera immediatamente a valle della Diga delle Mischie; l'alveo scorre profondamente incassato in un forra stretta e con pareti in roccia verticali, la pendenza è piuttosto accentuata e il substrato è invaso da sfasciumi di roccia (massi di notevole dimensione) staccatesi dalle pareti del canyon, che costringono alle acque a scorre in un percorso molto accidentato con frequenti salti d'acqua, spesso invalicabili per la fauna ittica.

L'ombreggiatura è più che altro garantita dalla conformazione della forra, che limita molto l'irraggiamento solare, assai scarsi se non nulli sono le superfici presenti idonee per la riproduzione dei Salmonidi, mentre per contro la presenza di massi e di relativi anfratti fornisce un'abbondante presenza di rifugi per la fauna ittica adulta.

Le unità morfologiche censite sono le *pool* con circa il 41 % della superficie occupata, di regola con estensioni e profondità piuttosto elevate, gli *step pool* che superano la maggioranza con più del 54 % e i *cascade*, spesso invalicabili, che separano sequenze di *step pool* e *pool*.

Tabella 4.6.3.3: distribuzione delle percentuali di superficie dell'alveo bagnato occupate dalle unità morfologiche censite a valle della



Indice Di Funzionalità Fluviale “IFF 2007”

L'indice “IFF 2007” come per il Mesohabitat è stato applicato ai tratti individuati in precedenza e ritenuti rappresentativi, data l'omogeneità del territorio.

È da tener presente che tutto il territorio e i tratti fluviali considerati si trovano in una condizione ottimale per quanto riguarda l'assenza di antropizzazione e di interventi di artificializzazione del corso d'acqua (ad esclusione della presenza della diga) che possano limitare gli apporti inquinanti del bacino e contribuiscono ad una ottimale azione filtro da parte delle aree perifluviali e riparie. Le criticità maggiori riscontrate sono, per i tratti a monte del lago, l'efficienza di esondazione data la conformazione valliva stretta che esclude la possibilità di allagare zone golenali durante le piene, mentre per i tratto a valle della diga, oltre alla criticità già indicata, sono: le condizioni idriche dell'alveo data la presenza del rilascio del solo DMV costante tutto l'anno, l'idoneità ittica e l'idromorfologia, profondamente compromesse dalla presenza della diga stessa, dalla conformazione dell'alveo e della sequenza di unità morfologiche frequentemente interrotte da salti naturali invalicabili.

Nel dettaglio il T. Sessera a monte del lago - **tratto 1** - ottiene per entrambe le sponde 256 punti corrispondenti ad un Livello di Funzionalità I-II a ad un Giudizio **OTTIMO-BUONO**.

Il T. Dolca a monte del lago – **tratto 2** – ottiene per la sponde destra 270 punti e per la sinistra 265, che corrispondono entrambe ad un Livello di Funzionalità I e ad un giudizio **OTTIMO**.

Il T. Sessera a valle della diga – **tratto 3** – ottiene per la sponde destra 202 punti e per la sinistra 192 che corrispondono rispettivamente ad un Livello di Funzionalità II e II-III e ad un Giudizio di **BUONO** e **BUONO-MEDIOCRE**.

Nella Tabella sono riportati nel dettaglio i risultati della compilazione delle schede IFF con i punteggi per parametro.

Tabella 4.6.3.4 risultati dell'applicazione dell'IFF 2007 – ottobre 2009

IFF 2007	Tratto 1 T. Sessera monte lago		Tratto 2 T. Dolca monte lago		Tratto 3 T. Sessera valle diga	
	DX	SX	DX	SX	DX	SX
1- Stato del territorio circostante	25	25	25	25	25	25
2- Vegetazione presente nella fascia perifluviale primaria	40	40	40	40	40	40
3- Ampiezza della fascia di vegetazione perifluviale arborea ed arbustiva	15	15	15	15	15	10
4- Continuità della fascia di vegetazione perifluviale arborea ed arbustiva	15	15	15	10	15	10
5- Condizioni idriche dell'alveo	20		20		5	
6- Efficienza di esondazione	1		5		1	
7- Substrato e Strutture di ritenzione	15		25		25	
8- Erosione delle rive	20	20	20	20	20	20
9- Sezione trasversale alveo di piena	20		20		15	
10- Idoneità ittica	20		20		5	
11- Idromorfologia	15		20		5	
12- Vegetazione in alveo	15		10		15	
13- Detrito	15		15		15	
14- Comunità macrobentonica	20		20		1	
Punteggio totale	256	256	270	265	202	192
Classe	I-II	I-II	I	I	II	II-III

Di seguito viene presentata una dettagliata rassegna fotografica che illustra da monte a valle quanto descritto nei due paragrafi precedenti.

Figura 4.6.3.3: il T. Sessera, tratto 1 - alveo a riffle e sponde fittamente vegetate



Figura 4.6.3.4: il T. Sessera, tratto 1 – pool con substrato ciottoloso e affioramenti di roccia



Figura 4.6.3.5 il T. Sessera, tratto 1 – alveo fortemente incassato con morfologia a riffle e run aggradato



Figura 4.6.3.6: il T. Sessera, tratto 1 – alveo fortemente incassato a riffle



Figura 4.6.3.7 il T. Dolca, Tratto 2 – alveo aggradato con substrato a massi e ciottoli, fitta vegetazione spondale

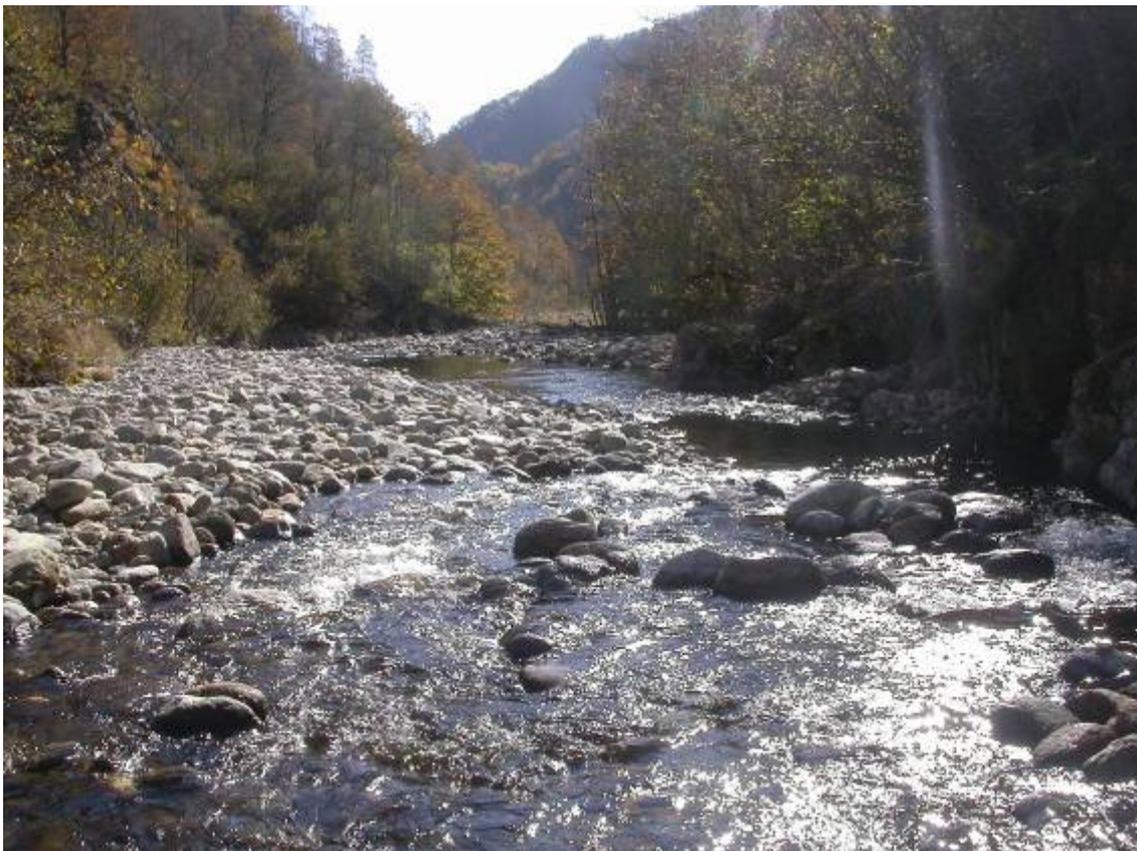


Figura 04.6.3.8 il T. Dolca, Tratto 2 – tipologia a run terminante in pool



Figura 4.6.3.1: il T. Dolca, Tratto 2 – pool profonda ed estesa, sponde aggradate e sporadici affioramenti in roccia



Figura 4.6.3.2: il T. Dolca, Tratto 2 – alveo a riffle aggradato



Figura 4.6.3.3: il T. Dolca, Tratto 2 – vista dal sentiero con alveo di piena alluvionato poco a monte del lago

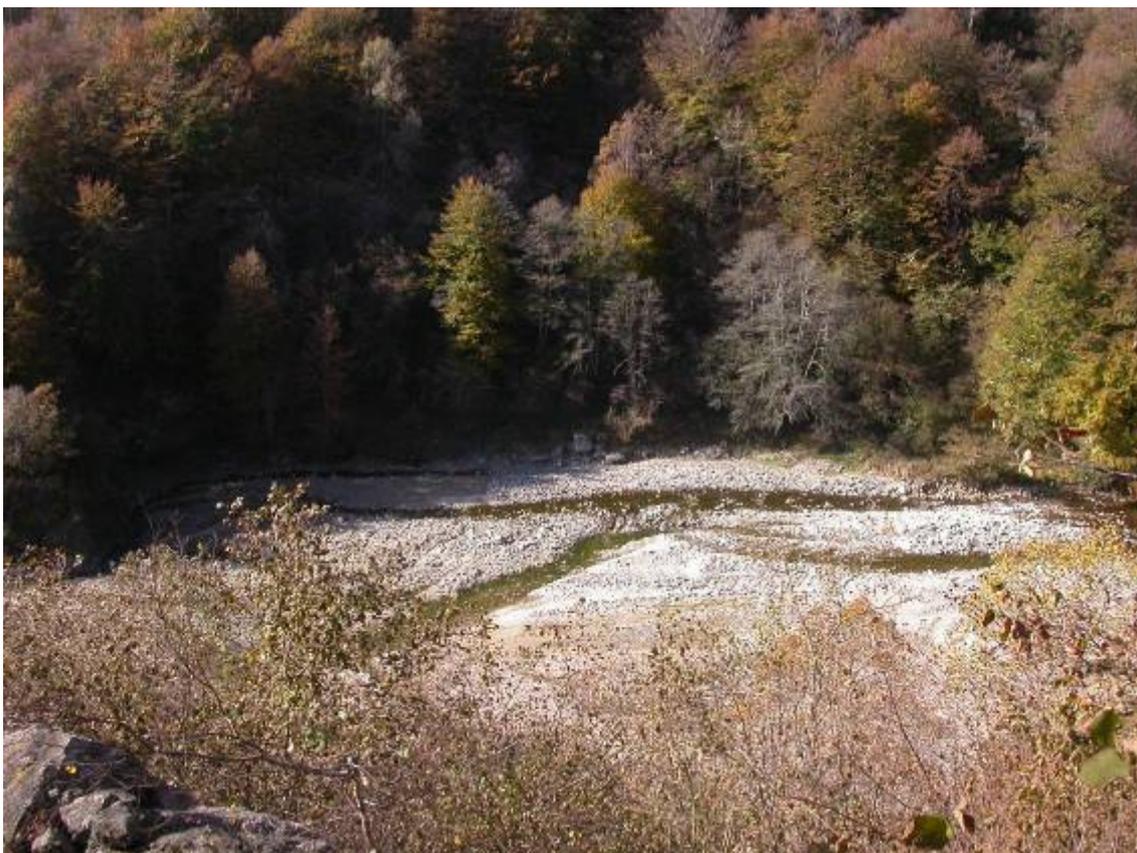


Figura 4.6.3.4: il T. Dolca, braccio dell'attuale Lago delle Mischie

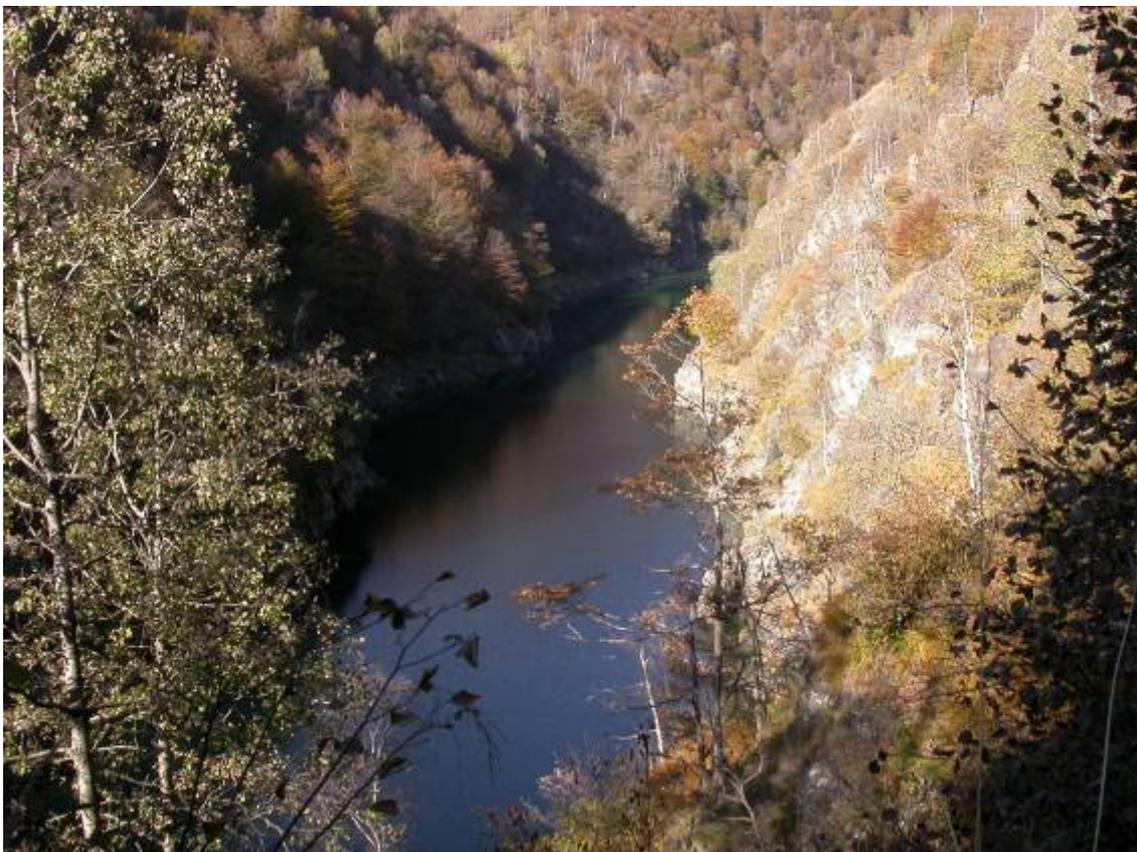


Figura 4.6.3.5: Lago e Diga delle Mischie



Figura 4.6.3.6: diga delle Mischie



Figura 4.6.3.15: il T. Sessera, tratto 3 – diga vista dal fondo della forra



Figura 4.6.3.16 il T. Sessera, tratto 3 – rilascio del DMV attuale paria a 312 l/s

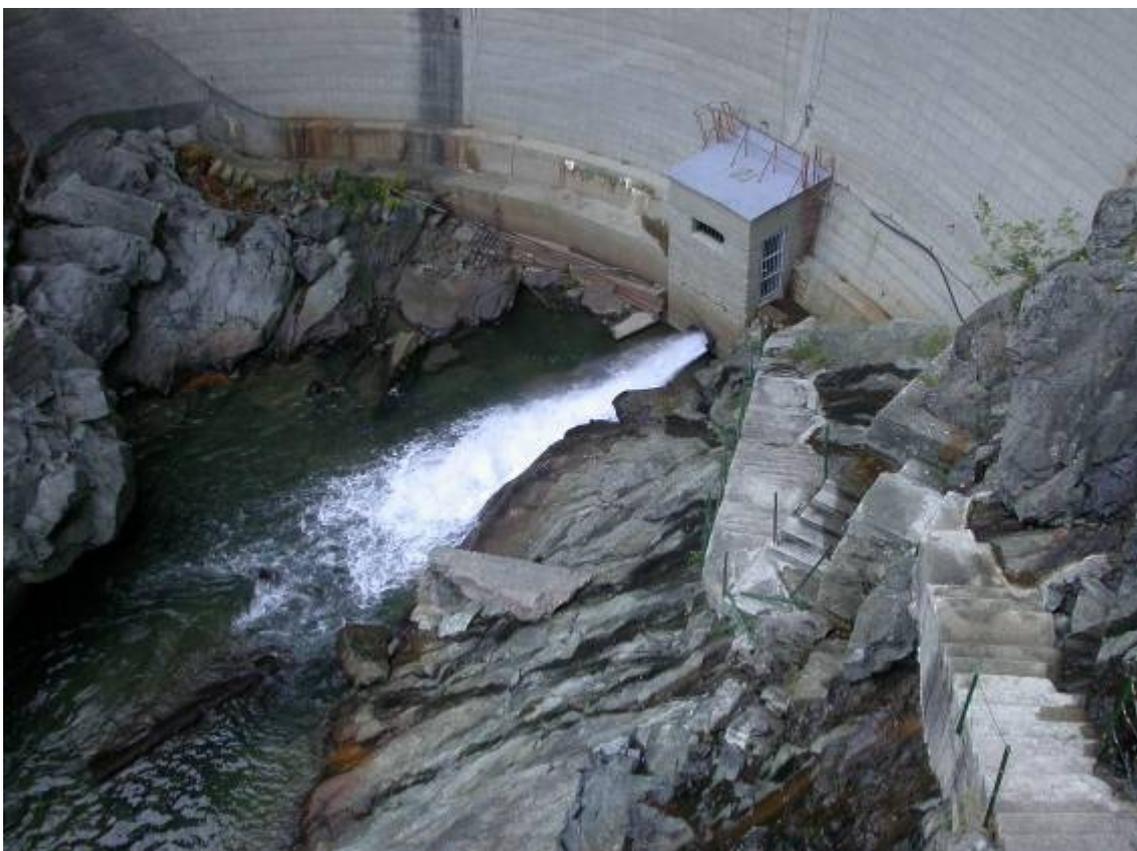


Figura 4.6.3.7: il T. Sessera, tratto 3 – forra a valle della diga

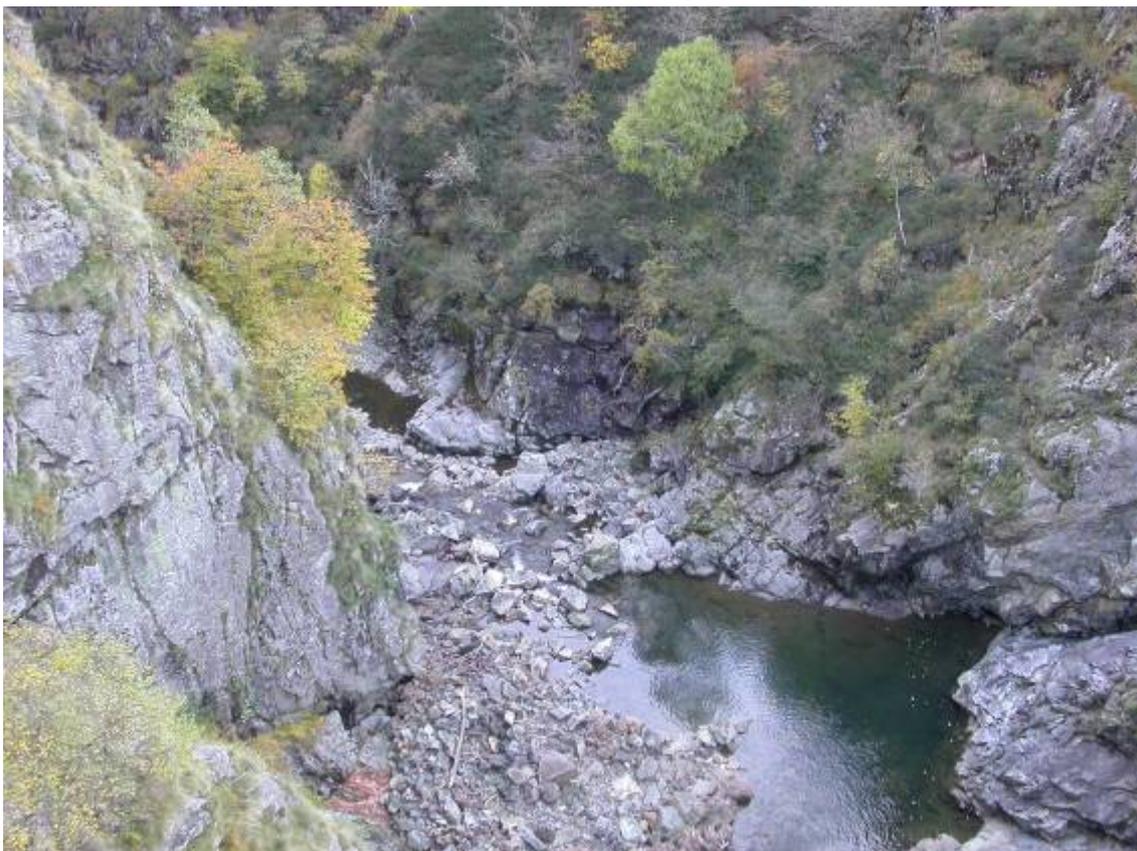


Figura 4.6.3.8: il T. Sessera, tratto 3 – alveo accidentato con massi e affioramenti rocciosi

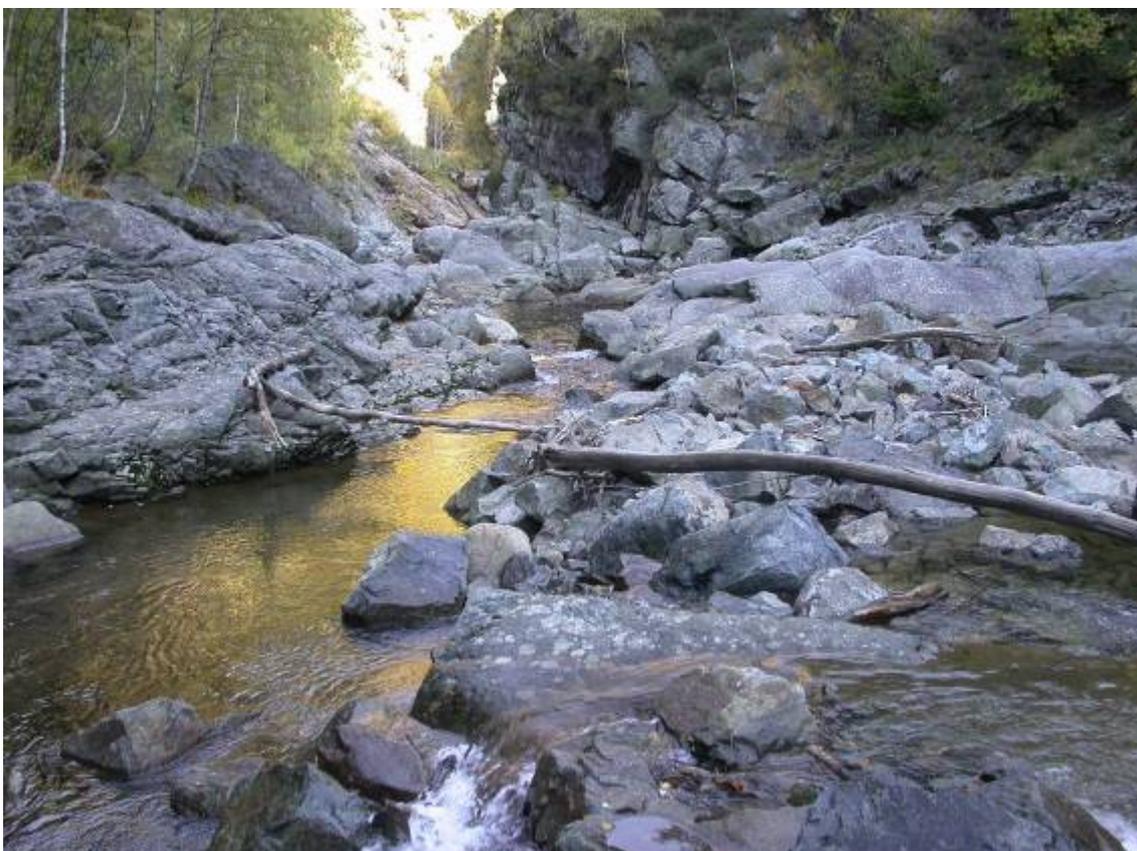


Figura 4.6.3.9: il T. Sessera, tratto 3 – pool di grandi dimensioni e massi ciclopici

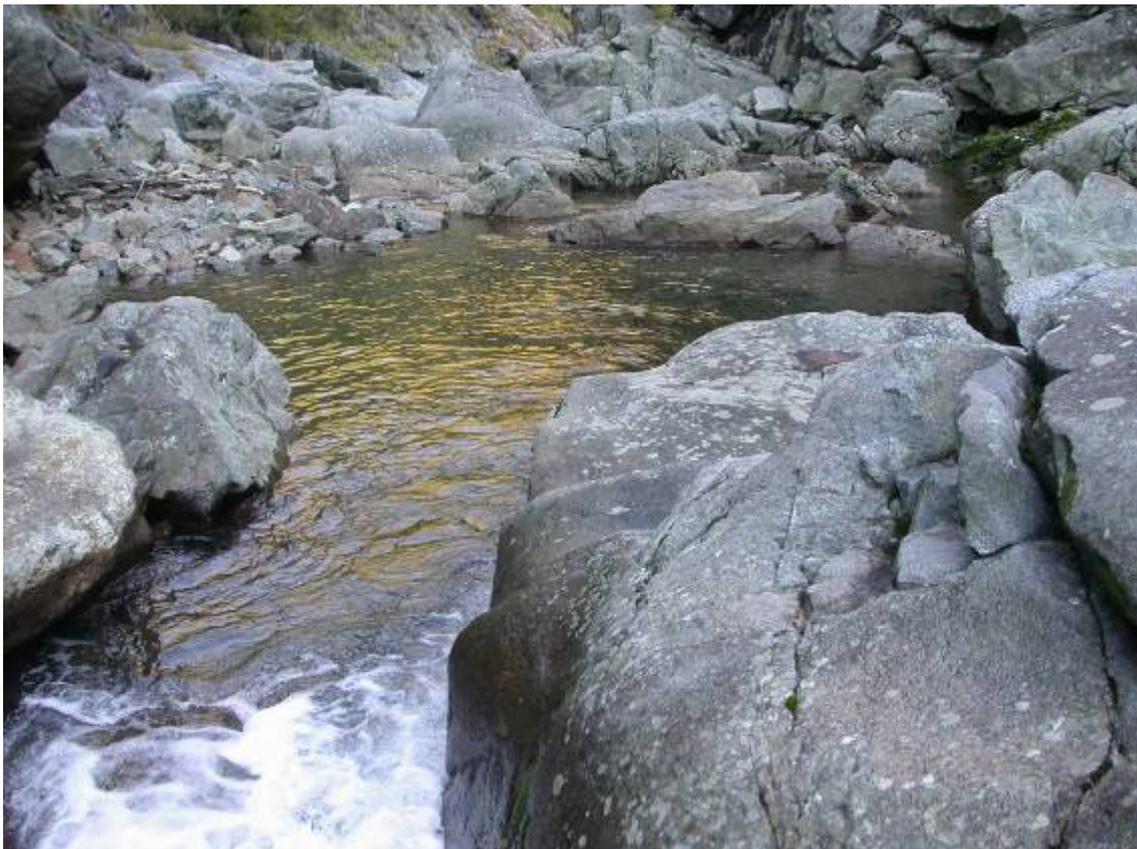
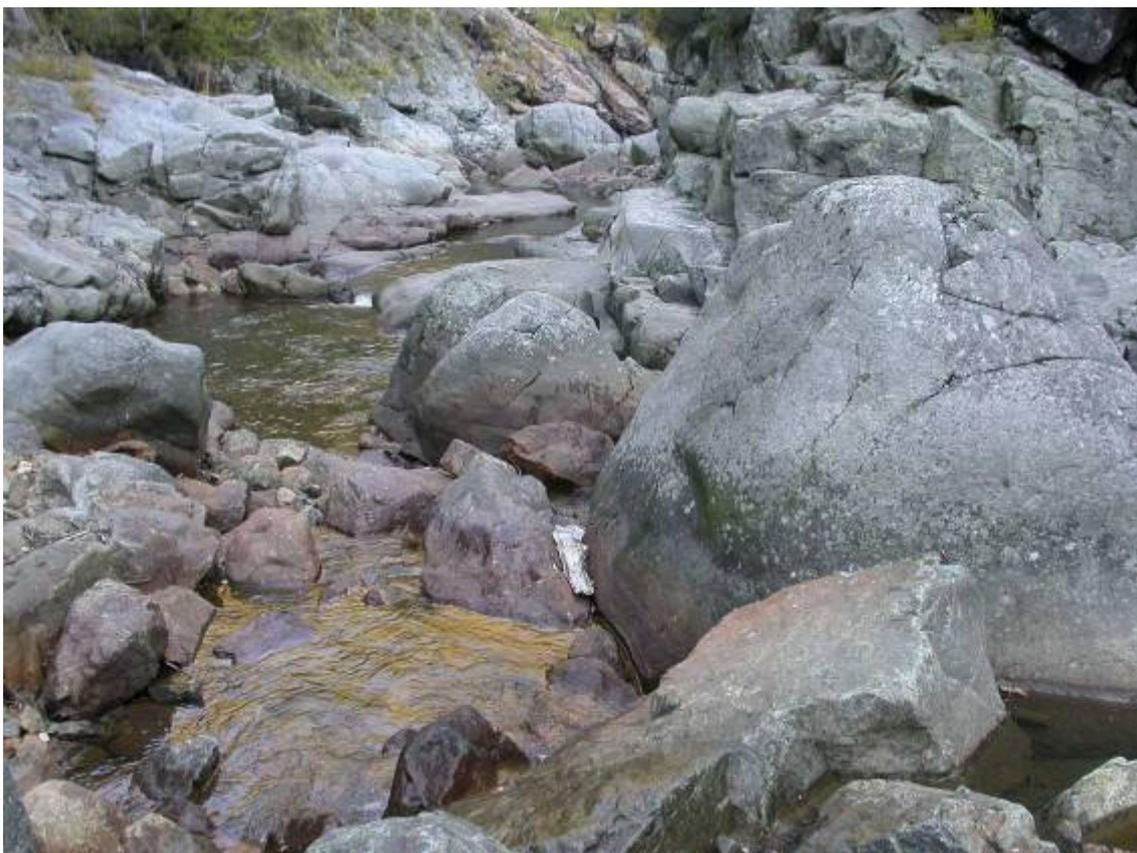


Figura 4.6.3.10: il T. Sessera, tratto 3 – step pool con massi



Figura 4.6.3.21: il T. Sessera, tratto 3 – alveo a step pool accidentato con massi e affioramenti rocciosi



4.6.3.2 *La qualità chimico - fisica delle acque*

Per indagare la qualità delle acque sono stati condotti campionamenti in tre stazioni sui due torrenti interessati, sia a monte del lago che a valle della diga (Figura 4.6.3.2) alle stazioni, per comodità di esposizione è stato assegnato lo stesso nome dei tratti caratterizzati in precedenza.

Data la difficoltà di accesso all'alveo della stazione sul T. Sessera a monte del lago, il punto di campionamento risulta più a monte del segmento che verrà sommerso. In ogni caso, data l'omogeneità complessiva dell'ambiente fluviale e l'assenza di fattori perturbativi, i risultati ottenuti si ritengono pienamente rappresentativi per tutto il tratto di valle.

In base a quanto emerge dai rilevamenti con le sonde (Tabella), in tutti i punti di campionamento il pH è risultato neutro o leggermente spostato verso l'acidità, la conducibilità elettrica risulta piuttosto bassa data la scarsità di sali disciolti e le caratteristiche cristalline delle rocce del bacino, inoltre si noti come la conducibilità a valle della diga sia la risultante dell'equa miscelazione delle acque di entrambe gli affluenti. La temperatura delle acque, piuttosto bassa, riflette la situazione stagionale, evidenziando le caratteristiche termiche di torrenti di tipo alpino; inoltre a valle della diga la temperatura è pressoché inalterata. La concentrazione di ossigeno è elevata e prossima alla saturazione sia a monte che a valle della diga, data la bassa temperatura dell'acqua e l'elevata turbolenza. I valori registrati sono pienamente idonei alla vita della fauna acquatica Salmonicola e macrobentonica.

Tabella 4.6.3.5: qualità chimico – fisica delle acque - ottobre 2009

Parametro	Unità di misura	Tratto 1 T. Sessera monte lago	Tratto 2 T. Dolca monte lago	Tratto 3 T. Sessera valle diga
Temperatura aria	°C	7.1	9.0	10
Temperatura acqua	°C	6.2	6.8	6.8
pH	u	6.72	7.00	7.00
Conducibilità elettrica a 25°C	µS/cm	26.18	33.2	30.9
Ossigeno - concentrazione	mg/l O ₂	9.40	10.22	9.17
Ossigeno - saturazione	%	96.0	101.8	96.3

La comunità macrobentonica e la qualità biologica delle acque

Contestualmente alle misurazioni dei parametri chimico-fisici nelle tre stazioni indicate precedentemente (Figura 4.6.3.2) è stata indagata anche la composizione e la consistenza della comunità macrobentonica, tramite l'applicazione delle metodiche APAT e IBE.

Di seguito verranno presentati i risultati suddivisi per stazione e metodologia di indagine.

Tratto 1 - T. Sessera - monte lago

Il campionamento IBE ha portato alla cattura di 18 unità sistematiche più tre di drift, la comunità macrobentonica risulta per tanto ricca e ben diversificata, con parecchi *taxa* ritenuti ottimi indicatori ambientali per la qualità dell'acqua e dell'habitat fluviale. In particolare sono stati catturati ben 5 generi di Plecotteri, tra i quali *Isoperla* e *Perla* molto esigenti sulla qualità dell'acqua e dell'habitat, altri 5 generi di Efemerottero e 2 di Tricottero. Gli altri *taxa* presenti appartengono a famiglie e a generi non necessariamente esigenti dal punto di vista della qualità ambientale e considerati per ciò più tolleranti, ma essenziali alla biodiversità e alla ricchezza della comunità macrobentonica.

Le abbondanze relative sembrano essere piuttosto scarse in quanto la maggioranza dei *taxa* sono presenti in modo raro, in questo caso probabilmente si registrano gli effetti di una minima alterazione dell'habitat che comunque non compromette il risultato di buona qualità, dovuto alla presenza di un cantiere in alveo qualche km a monte che per esigenze lavorative ha forse generato intorbidimenti e incremento del trasporto di sedimenti in sospensione nelle porzioni di valle

Dall'applicazione dell'Indice Biotico Esteso è emerso che la stazione indagata ricade in **I classe** di Qualità con un punteggio pari a **10** e Giudizio di qualità dell'acqua **BUONA: “ambiente non inquinato o comunque non alterato in modo sensibile”**.

Tratto 2 - T. Dolca – monte lago

In questa stazione sono state riconosciute ben 19 unità sistematiche e 1 solo drift. Anche in questo caso la comunità macrobentonica appare molto ben differenziata e ricca di *taxa*, molte delle quali appartenenti ai tre gruppi più sensibili alle alterazioni dell'habitat acquatico, nel dettaglio: 5 Plecotteri, 6 Efemerotteri e 3 Tricotteri. La maggior parte dei *taxa* sono presenti con abbondanze relative buone, a testimonianza dell'ottima qualità delle acque, dell'assenza di apporti inquinanti e soprattutto dell'ottimale habitat fisico che le ospita stabile nel tempo.

Dall'applicazione dell'Indice Biotico Esteso la stazione indagata è in **I classe** di Qualità con un punteggio pari a **10** e Giudizio di qualità dell'acqua **BUONA: “ambiente non inquinato o comunque non alterato in modo sensibile”**.

Tratto 3 – T. Sessera – valle diga

La comunità macrobentonica è apparsa molto alterata e impoverita in quanto sono state rinvenute solamente 5 *taxa* con ben 4 drift (presenti in modo occasionale). I Plecotteri sono presenti unicamente con *Leucra* che è comunque conteggiato come drift, mentre gli Efemerotteri sono

rappresentati da rari *Baetis* ed *Epeorus*, i Tricotteri da altrettanto rari Philopotamidae e Rhyacophilidae; Limnephilidae e Polycentropodidae compaiono come drift. Unico *taxon* presente con una buona abbondanza relativa è il Dittero Chironomidae, in quanto molto tollerante e capace di un notevole adattamento e velocità di ricolonizzazione.

L'indice IBE classifica la stazione in **IV classe** con un punteggio pari a **5** e un giudizio **CRITICO: “ambiente molto inquinato o comunque molto alterato”**.

Tale risultato è molto probabilmente da imputare alla gestione delle periodiche e obbligatorie aperture degli scarichi di fondo dalla vicina diga, per la verifica degli organi idraulici, più che alla scarsa qualità dell'acqua che non sembra subire alterazioni. Tali manovre implicano la completa apertura degli scarichi di fondo ogni sei mesi, per la verifica del loro buon funzionamento, ciò comporta che per alcuni minuti in alveo si passa, in brevissimo tempo (nell'ordine dei minuti), da qualche centinaio di litri al secondo del DMV a qualche decina di metri cubi, acqua che spesso si porta appresso un ingente quantità di sedimenti lacustri. L'evento di regola è molto negativo per tutte le biocenosi fluviali e l'ecosistema acquatico in genere.

Metodica APAT

Il campionamento tramite la nuova metodica APAT fornisce un elenco faunistico sostanzialmente simile a quanto già descritto per i risultati dell'indice IBE.

In più, dato il tipo di campionamento quantitativo, fornisce il conteggio dei singoli individui catturati e quindi delle densità relative e totali; in particolare è interessante notare come nelle due stazioni a monte del lago, quella sul T. Sessera sia risultata con un totale di individui catturati 4 volte inferiore rispetto a quella sul t. Dolca. Condizione giustificabile probabilmente per le alterazioni dovute alla presenza di un cantiere qualche km a monte della stazione o a qualche evento di piena molto localizzato.

Dal punto di vista quantitativo i taxa dominanti nella stazione **Tratto 1** sono *Leuctra* con il 17,1%, *Ecdyonurus* con il 20 % e *Habroleptoides* con il 12,5%; mentre per la stazione **Tratto 2** sono *Leuctra* con il 21,8 % e Chironomidae 20,8 %, organismi piuttosto tolleranti (*Leuctra* è il Plecottero meno sensibile).

Nella stazione **Tratto 3** a valle della diga risulta di gran lunga dominante il Dittero Chironomidae con il 47,5 %, organismo ubiquitario e adattabile in condizioni degradate, a seguire ma a distanza il tricottero Philopotamidae con il 16,4 % in ogni caso le densità sono assai limitate.

Nelle tabelle seguenti sono riportati i risultati dei campionamenti di macrobenthos con l'applicazione dell'indice IBE e con metodica di raccolta e conteggio APAT.

Tabella 4.6.3.6: risultato dell'applicazione dell'Indice IBE

Taxa	Famiglia/Genere	T. Sessera monte lago Tratto 1	T. Dolca monte Lago Tratto 2	T. Sessera valle diga Tratto 3
		Abbondanza individui	Abbondanza individui	Abbondanza individui
PLECOTTERI	Isoperla	raro	abbondante	-
PLECOTTERI	Leuctra	comune	abbondante	drift
PLECOTTERI	Nemoura	raro	drift	-
PLECOTTERI	Perla	raro	raro	-
PLECOTTERI	Perlodes	raro	raro	-
PLECOTTERI	Protonemura	-	comune	-
EFEMEROTTERI	Baetis	raro	comune	raro
EFEMEROTTERI	Ecdyonurus	comune	abbondante	-
EFEMEROTTERI	Ephemera	raro	-	-
EFEMEROTTERI	Epeorus	-	abbondante	raro
EFEMEROTTERI	Habroleptoides	comune	comune	-
EFEMEROTTERI	Rhitrogena	raro	abbondante	-
EFEMEROTTERI	Paraleptophlebia	-	raro	-
TRICOTTERI	Hydropsychidae	comune	abbondante	-
TRICOTTERI	Limnephilidae	-	-	drift
TRICOTTERI	Philopotamidae	raro	comune	raro
TRICOTTERI	Polycentropodidae	-	-	drift
TRICOTTERI	Rhyacophilidae	-	comune	raro
COLEOTTERI	Elminthidae	drift	raro	-
COLEOTTERI	Hydraenidae	-	-	drift
COLEOTTERI	Helodidae	raro	raro	-
DITTERI	Athericidae	raro	raro	-
DITTERI	Chironomidae	comune	abbondante	comune
DITTERI	Limoniidae	drift	Raro	-
DITTERI	Tipulidae	drift	-	-
ETEROTTERI	Veliidae	-	-	-
TRICLADI	Dugesia	raro	-	-
TRICLADI	Polycelis	raro	-	-
OLIGOCHETI	Naididae	raro	-	-
N° taxa		18	19	5
N° taxa drift		3	1	4
Punteggio IBE		10	10	5
Classe di qualità		I	I	IV
Giudizio di qualità		Buona	Buona	Critica

Tabella 4.6.3.7: composizione della comunità macrobentonica sulla base del campionamento APAT

Taxa	Famiglia/Genere	Tratto 1	Tratto 2	Tratto 3	Tratto 1	Tratto 2	Tratto 3
		Numero individui	Numero individui	Numero individui	% individui	% individui	% individui
PLECOTTERI	Isoperla	7	68	-	4,0	9,5	-
PLECOTTERI	Leuctra	30	156	4	17,1	21,8	6,6
PLECOTTERI	Nemoura	6	1	-	3,4	0,1	-
PLECOTTERI	Perla	8	7	-	4,6	1,0	-
PLECOTTERI	Perlodes	3	4	-	0,6	0,6	-
PLECOTTERI	Protonemura	-	14	-	-	2,0	-
EFEMEROTTERI	Baetis	15	24	6	8,6	3,3	9,8
EFEMEROTTERI	Ecdyonurus	35	48	-	20,0	6,7	-
EFEMEROTTERI	Ephemera	3	-	-	1,7	-	-
EFEMEROTTERI	Epeorus	-	54	4	-	7,5	6,6
EFEMEROTTERI	Habroleptoides	21	11	-	12,0	1,5	-
EFEMEROTTERI	Rhitrogena	4	53	-	2,3	7,4	-
EFEMEROTTERI	Paraleptophlebia	-	5	-	-	0,7	-
TRICOTTERI	Hydropsychidae	16	69	-	9,1	9,6	-
TRICOTTERI	Limnephilidae	-	2	1	-	0,3	1,6
TRICOTTERI	Philopotamidae	5	28	10	2,9	3,9	16,4
TRICOTTERI	Polycentropodidae	-	-	1	-	-	1,6
TRICOTTERI	Rhyacophilidae	-	12	5	-	1,7	8,2
COLEOTTERI	Elminthidae	1	3	-	0,6	0,4	-
COLEOTTERI	Hydraenidae	-	-	1	-	-	1,6
COLEOTTERI	Helodidae	2	2	-	1,1	0,3	-
DITTERI	Athericidae	2	2	-	1,1	0,3	-
DITTERI	Chironomidae	12	149	29	6,9	20,8	47,5
DITTERI	Limoniidae	1	5	-	0,6	0,7	-
DITTERI	Tipulidae	1	-	-	0,6	-	-
ETEROTTERI	Veliidae	1	-	-	0,6	-	-
TRICLADI	Dugesia	2	-	-	1,1	-	-
TRICLADI	Polycelis	1	-	-	0,6	-	-
OLIGOCHETI	Naididae	1	-	-	0,6	-	-
Totale		177	717	61	100	100	100

Figura 4.6.3.22: Campionamento di macrobenthos sul T. Dolca nella stazione Tratto 2



4.6.3.3 *La comunità ittica*

Il tratti dei torrenti Sessera e Dolca interessati del presente progetto risultano vocazionali a Salmonidi, e in particolare alla trota fario (*Salmo trutta trutta*), date le caratteristiche di corsi d'acqua tipicamente alpini, come del resto confermato dai censimenti ittici appositamente predisposti e svolti congiuntamente alle indagini sulla comunità macrobentonica nelle stazioni elencate in precedenza e illustrate in Figura 4.6.3.2

Di seguito vengono presentati e commentati i risultati dei censimenti ittici nelle stazioni campionate.

Figura 4.6.3.23: elettropesca sul T. Sessera nella stazione Tratto 3 a valle della diga delle Mischie



Tratto 1 - T. Sessera - monte lago

È stato campionato un segmento di torrente di circa 50 metri per una larghezza media di 4 m di alveo bagnato. Sono state catturate esclusivamente 31 trote fario (*Salmo trutta trutta*), confermando la vocazionalità ittica teorica. La densità della popolazione sembra essere piuttosto adeguata alla tipologia di ambiente, mentre la struttura di popolazione appare completa e sufficientemente equilibrata in quanto sono presenti più coorti di lunghezze e di età con una certa abbondanza di giovani dell'anno; scarsi sembrano essere gli adulti superiori ai 20 cm probabilmente selezionati

negativamente per la pressione alieutica (la lunghezza minima di cattura della trota in provincia di biella: 20 cm).

Lo stato di salute della popolazione censita sembra godere di buona salute in quanto dalla curva della relazione lunghezza/peso e dalla media dei coefficiente di condizione K pari a 1.01, si evince un regolare accrescimento isometrico e per tanto si confermano favorevoli condizioni alimentari.

Figura 4.6.3.24: Trota fario (*Salmo trutta trutta*) adulta censita



Figura 4.6.3.25: Trota fario (*Salmo trutta trutta*) giovane censita



Figura 4.6.3.26: diagramma della struttura di popolazione di trota fario censita nella stazione - Tratto 1

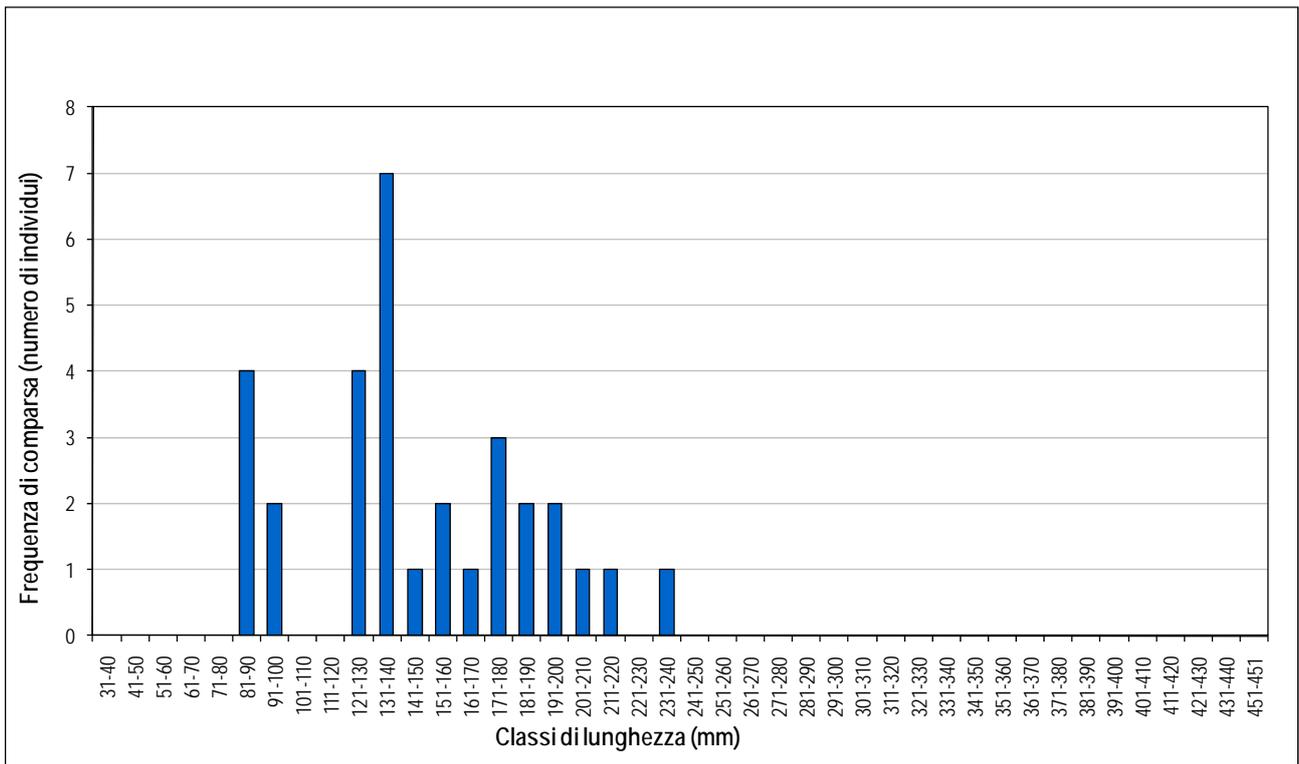
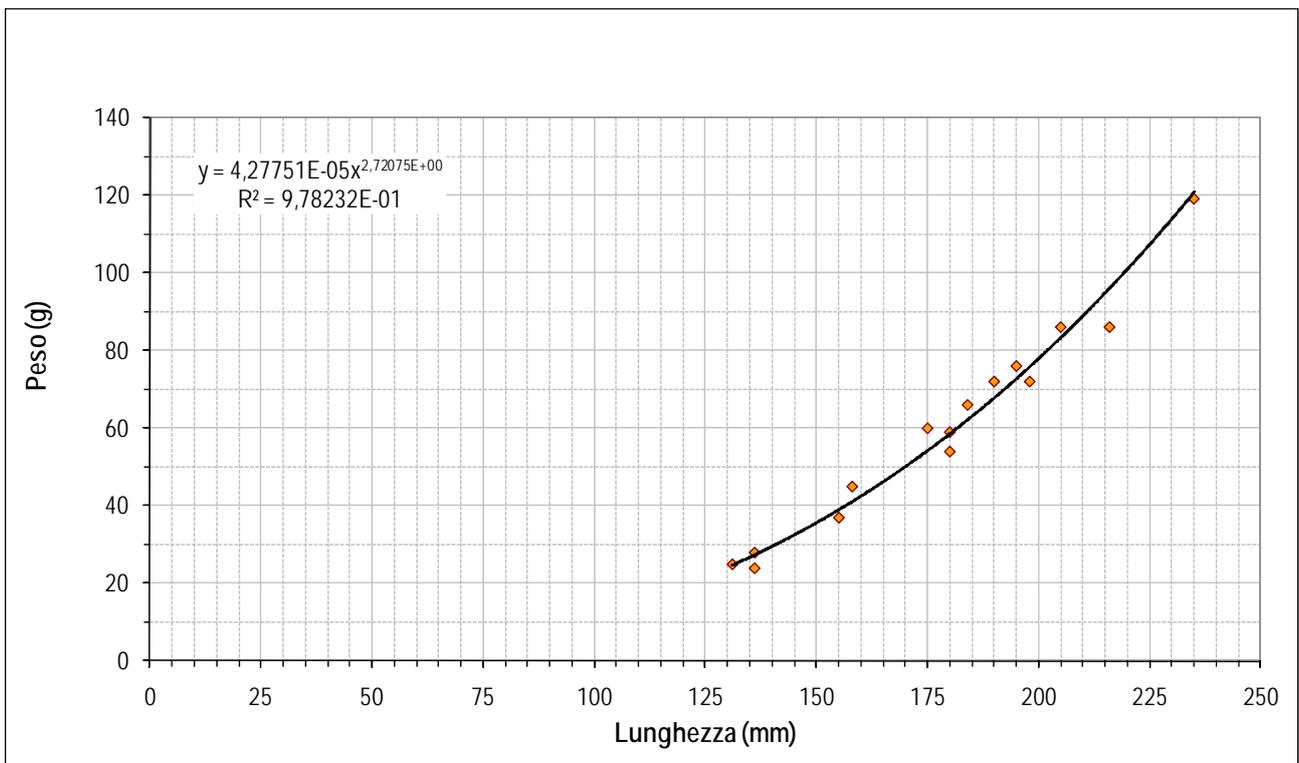


Figura 4.6.3.27: relazione lunghezza/peso della popolazione di trota fario censita nella stazione - Tratto 1



Tratto 2 - T. Dolca - monte lago

È stato campionato un segmento di torrente di circa 100 metri per una larghezza media di 7 m di alveo bagnato. Sono state catturate 21 trote fario (*Salmo trutta trutta*) e 24 scazzoni (*Cottus gobio*) confermando anche in questo caso la vocazionalità ittica teorica e soprattutto la presenza dello scazzone, specie ecologicamente pregiata ma di scarso valore alieutico. Lo scazzone, tipico dei corsi d'acqua alpini e prealpini predilige acque fredde, veloci e ben ossigenate; esso accompagna spesso la trota fario fornendole una ulteriore fonte alimentare, soprattutto per gli individui adulti di maggiori dimensioni, prevalentemente ittiofagi. In ogni caso la densità della fario sembra essere piuttosto esigua date le possibilità offerte dall'ambiente fluviale analizzato, in quanto non mancano rifugi, substrati idonei alla riproduzione e alla produzione di cibo (macrobenthos).

Data l'esiguità del campione catturato di trota fario, la stima della struttura di popolazione è piuttosto difficile, ma la presenza di individui di lunghezza compresi tra gli 8 e i 25 cm consente di affermare che è completa anche se squilibrata.

Anche questa popolazione di trota fario, nonostante la scarsa densità, gode di un buon stato di salute, la media del coefficiente di condizione K è infatti pari a 1,0 confermando un buon accrescimento isometrico.

Lo scazzone, per contro sembra presentare una popolazione piuttosto consistente e ben strutturata, in quanto normalmente risulta di difficile catturabilità tramite elettropesca, condizione ulteriormente aggravata dalla scarsa conducibilità dell'acqua e per tanto vi è sempre un concreto rischio di sottostimare la sua presenza numerica.

Figura 4.6.3.28: esemplare di Scazzone (*Cottus gobio*) catturato sul T. Dolca



Figura 4.6.3.29: diagramma della struttura di popolazione di trota fario censita nella stazione - Tratto 2

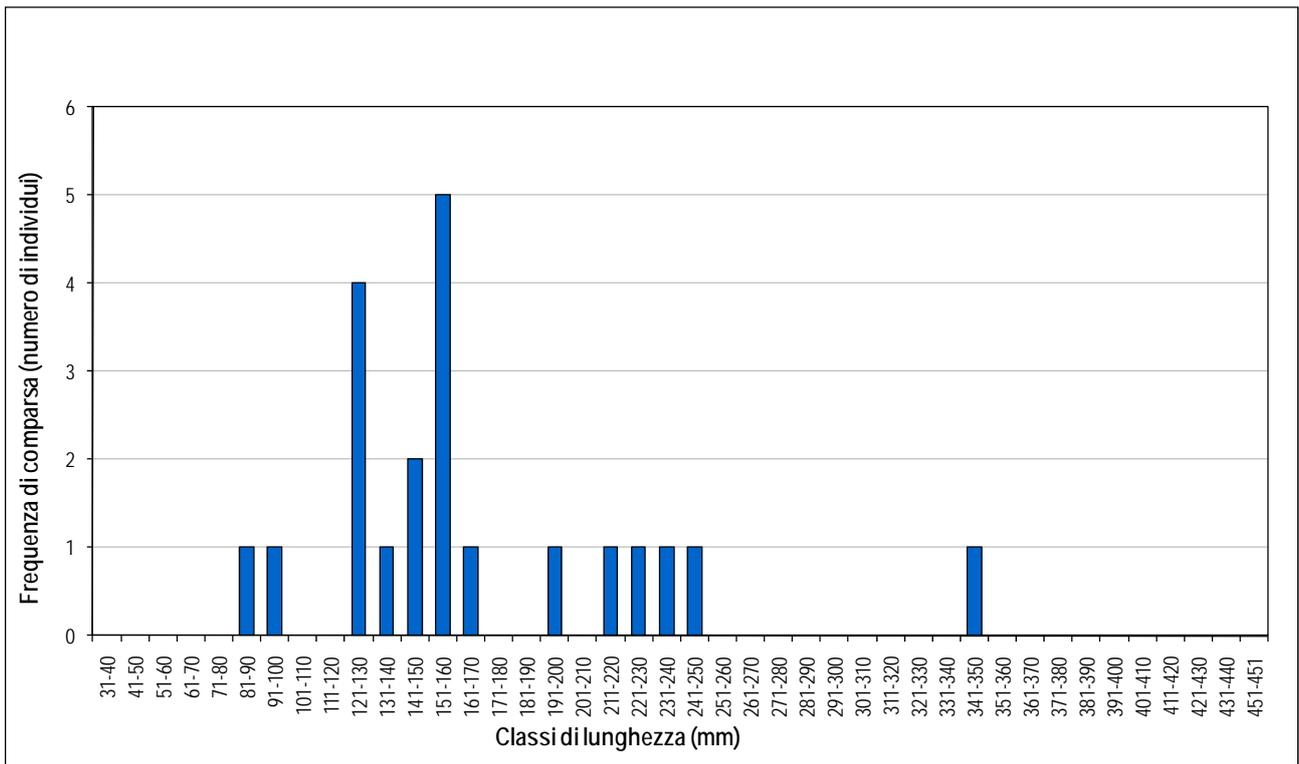


Figura 4.6.3.30: relazione lunghezza/peso della popolazione di trota fario censita nella stazione - Tratto 2

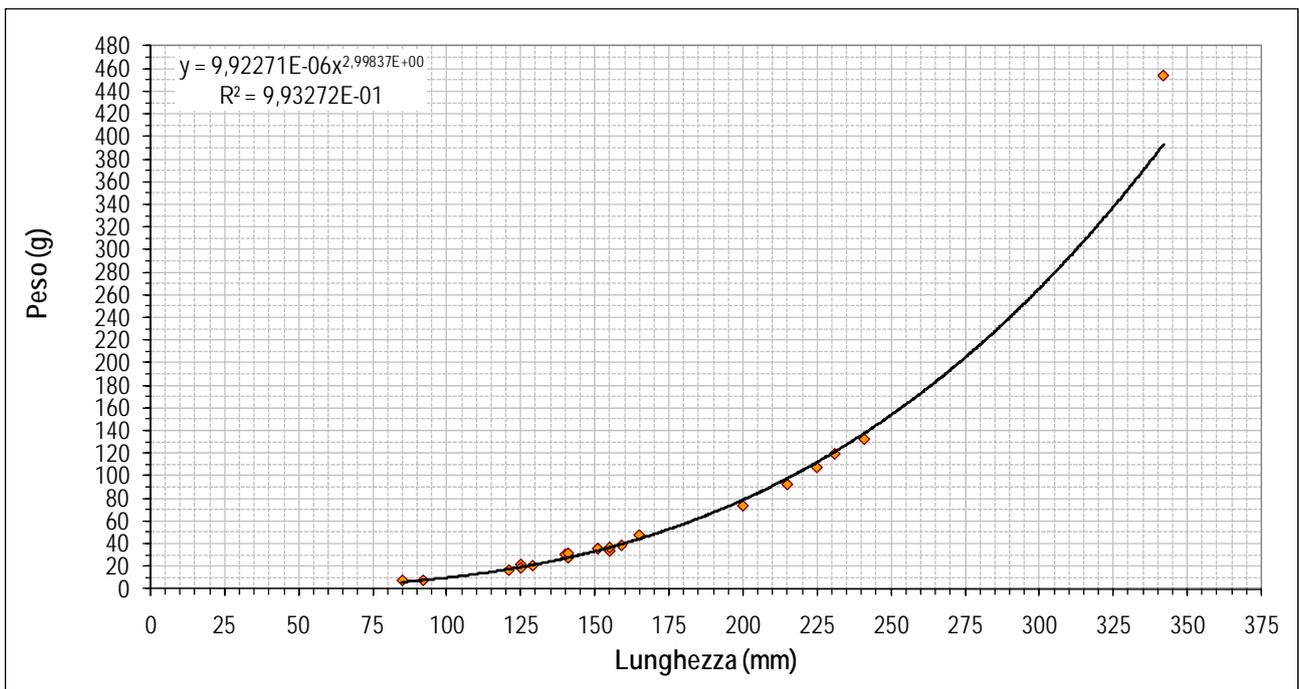
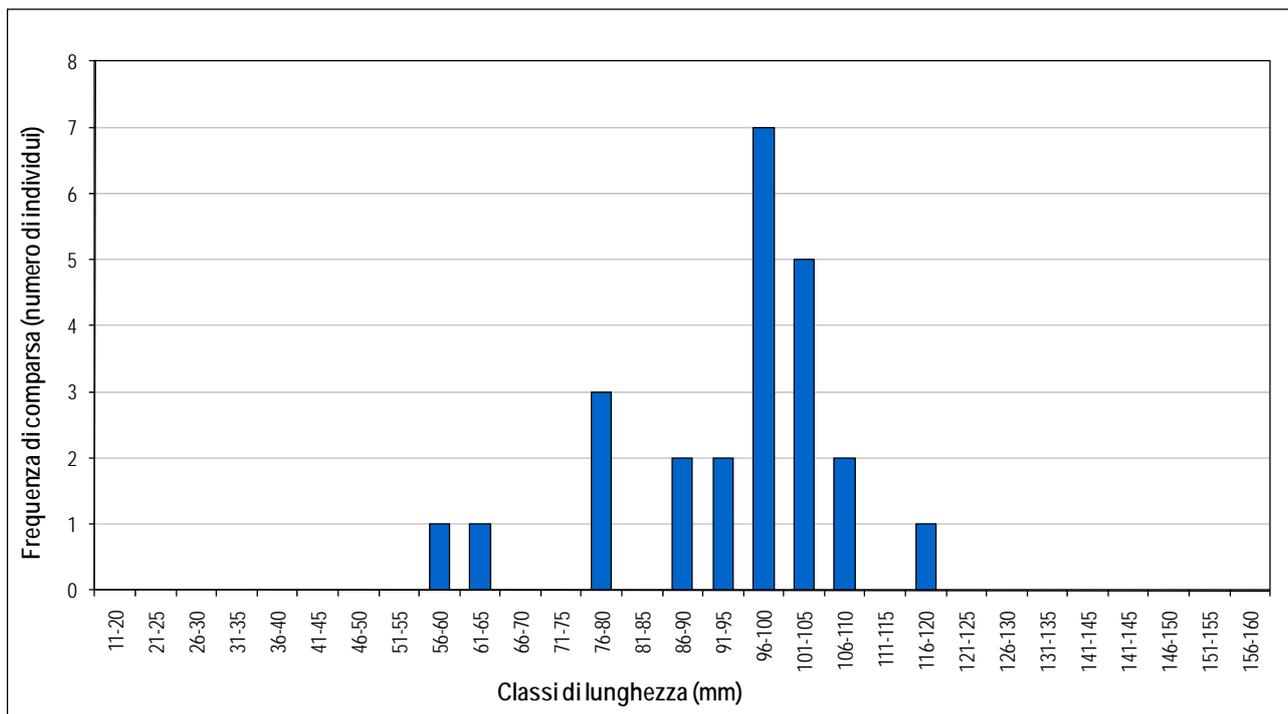


Figura 4.6.3.31: diagramma della struttura di popolazione dello scazzone censito nella stazione Tratto 2



Dai dati riportati nella carta Ittica della Provincia di Biella (2001) risultava la presenza unicamente della trota fario con densità pari, se non minori, rispetto a quanto censito; inoltre era segnalata la presenza occasionale di un ibrido fario/marmorata. Lo scazzone è comparso da pochi anni, a fronte di una reintroduzione di pochi esemplari che sembrano aver ben attecchito.

Tratto 3 – T. Sessera – valle diga

È stato campionato un segmento di torrente di circa 60 metri per una larghezza media di 6 metri di alveo bagnato. Sono state catturate solamente 5 trote fario (*Salmo trutta trutta*) confermando anche in questo caso la vocazionalità ittica teorica. In questo tratto non è più possibile parlare di popolazione ittica in quanto completamente destrutturata e i pochi esemplari censite sembrano presenti in modo occasionale.

Anche in questo caso come per la comunità macrobenonica, la vicinanza della diga e gli eventi di piene improvvise legate alle manovre di apertura dello scarico di fondo, possono condizionare negativamente la presenza di pesce, inoltre la difficoltà se non l'impossibilità delle migrazioni ittiche dai tratti di valle per la presenza di ostacoli naturali, impedisce la naturale ricolonizzazione dell'alveo del torrente.

Tabella 4.6.3.8 elenco degli individui catturati nella forra a valle della diga

Specie	Lunghezza (mm)	Peso (g)
Fario	225	112
Fario	160	43
Fario	181	66
Fario	177	58
Fario	191	67

Da censimenti svolti in passato dalla vigilanza della Provincia di Biella in una stazione intermedia tra la Diga delle Mischie e la centrale Piancone I è emersa una popolazione più consistente di trota fario, accompagnata da alcuni ciprindi reofili come il cavedano e il vairone.

La carta Ittica del 2001 invece prevedeva una stazione di censimento ittico più di 1 km circa a monte della centrale del Piancone I, dove erano stata accertata la presenza di una popolazione di trota fario piuttosto scarsa ma ben equilibrata e l'occasionale presenza dello scazzone.

A seguire vengono fornite le caratteristiche biologiche e ecologiche delle due specie ittiche rinvenute durante i censimenti.

4.6.3.3.1 Trota fario (*Salmo trutta trutta*)



La trota fario appartiene alla famiglia dei Salmonidi; la trota fario è l'ecotipo di *Salmo (trutta) trutta* adattato alla vita nei torrenti (l'altro ecotipo è la trota lacustre, adattato a vivere nei grandi laghi prealpini), che a sua volta è una semispecie di *Salmo trutta*; è ora distinta in due ceppi, uno "atlantico" ed uno "mediterraneo", dei quali solo il secondo è autoctono per l'Italia. La trota fario è diffusa in tutta Europa, è stata immessa con successo anche in altre parti del mondo, come Nord America e persino in Nuova Zelanda. In Italia la varietà "mediterranea" è indigena della regione alpina e degli Appennini settentrionali; i ripopolamenti ne hanno espanso notevolmente l'areale

originario, sovrapponendolo a quello della trota marmorata nel bacino padano e a quello della trota macrostigma più a Sud e nelle isole, a scapito di tali sottospecie con cui si ibrida facilmente.

Il corpo affusolato è coperto da scaglie minute, bocca grande. E' presente la pinna adiposa tipica dei Salmonidi. Può raggiungere lunghezze di oltre 60 cm.

La livrea è assai variabile, anche in relazione all'ambiente in cui vive. Nei corsi d'acqua la fario assume generalmente una colorazione verde scuro, che si sfuma dal dorso fino al ventre giallognolo, con la caratteristica punteggiatura rossa lungo i fianchi. La varietà autoctona "mediterranea" possiede anche da adulta le bande *parr*, cioè quella serie di fasce verticali più scure sui fianchi che sono evidenti in tutti i Salmonidi nel primo anno di vita, ha punti rossi più piccoli e fitti e una evidente macchia nera tondeggiante sull'opercolo. La varietà "atlantica" proveniente dal Nord Europa e utilizzata da decenni per i ripopolamenti ha invece i punti rossi radi (a volte affiancati o sostituiti da una punteggiatura nera) e piuttosto grandi, spesso bordati di bianco, ed è priva di macchie *parr* e di macchia nera preopercolare. Dal momento che le trote fario delle due varietà si possono facilmente ibridare, esiste una vastissima gamma di trote aventi livrea con caratteristiche intermedie. Nei laghi la varietà "lacustre" può assumere invece il tipico aspetto di specie pelagica, con corpo argenteo, ventre bianco e fianchi punteggiati di macchioline nere a forma di "X".

La trota fario ha quale habitat originario le acque fredde, ben ossigenate e turbolente dei torrenti e dei tratti superiori dei fiumi pedemontani. Attualmente si è diffusa in tutte le acque correnti e lacustri adatte ad ospitare Salmonidi, per effetto delle massicce immissioni di cui è stata oggetto per incrementare la pesca sportiva.

La trota fario presenta un comportamento schivo e territoriale che determina la necessità di disporre di abbondante presenza di tane e anfratti in cui potersi nascondere; gli adulti conducono vita solitaria, difendendo strenuamente il loro territorio dall'intrusione di altri individui. Si nutre di invertebrati e, al crescere delle dimensioni, anche di pesci. L'utilizzo di ripari è funzionale anche alle sue modalità di predazione; le trote infatti prediligono stare in zone a corrente veloce, dietro però ostacoli – p.e. massi – che le riparano dalla velocità dell'acqua per non spendere troppe energie nel nuoto, consentendo loro nel contempo però di beneficiare della corrente circostante che convoglia le prede nei loro pressi tanto più numerose quanto più è veloce.

La maturità sessuale è raggiunta al 2° anno di età per i maschi ed al 3° per le femmine. La deposizione delle uova generalmente avviene tra novembre e dicembre. La presenza in natura di individui selezionati artificialmente in allevamento per essere maturi in un arco temporale il più lungo possibile, rende sempre più frequente il ritrovamento di esemplari in fase riproduttiva anche al di fuori del periodo indicato. Al momento della riproduzione la femmina si porta in acque poco profonde, a corrente vivace e fondo ghiaioso, nel quale scava una fossetta con la coda e vi depone le

uova; queste sono fecondate dal maschio e successivamente ricoperte di ghiaia dalla femmina. Ogni femmina depone 1600-2700 uova per kg di peso corporeo che impiegano circa 450 °C/giorno per la schiusa, che quindi può avvenire tra gennaio e marzo in relazione alla temperatura dell'acqua e al periodo di deposizione.

La trota fario è importante dal punto di vista fruizionale in quanto è l'oggetto principale della pesca sportiva nelle acque a Salmonidi, motivo per cui è oggetto di ripopolamenti annuali e il suo prelievo è normato dai regolamenti di pesca regionali e provinciali. Dal punto di vista faunistico è importante laddove è presente il ceppo autoctono mediterraneo o vi sono quanto meno popolazioni selvatiche capaci di riprodursi spontaneamente.

4.6.3.3.2 Scazzone (*Cottus gobio*)



Lo scazzone è ampiamente diffuso in Europa; in Italia popola le acque torrentizie dell'arco alpino, le risorgive della Pianura Padana a Nord del Po e alcuni corsi d'acqua appenninici. *C. gobio* è l'unica specie presente in Italia delle numerose che compongono il genere *Cottus*.

Presenta una testa grande, larga e appiattita, mentre il resto del corpo è affusolato; la bocca è ampia, la pelle è priva di scaglie. Le pinne pettorali sono ampie, quelle pelviche invece sono poco sviluppate e si inseriscono appena sotto quelle pettorali; presenta due pinne dorsali, la seconda delle quali è molto più sviluppata; anche la pinna anale è piuttosto lunga. Livrea di fondo bruno o grigiastra con ampie macchie scure su tutto il corpo, talvolta disposta a formare bande trasversali.

Le dimensioni sono modeste, al massimo raggiunge lunghezze di 15 cm.

Lo scazzone raggiunge la maturità sessuale tra il 2° e il 4° anno di vita in relazione all'ambiente in cui vive. Il periodo di frega cade intorno a fine febbraio-maggio. Il maschio prepara una sorta di nido in una cavità sotto massi o altri oggetti sommersi; la femmina entra nel nido e depone le uova a pancia in su, facendole aderire alla volta. Più femmine possono deporre le proprie uova in un unico nido; ognuna può produrre 200-585 uova, del diametro di 2.2-3 mm.

E' una specie strettamente bentonica che vive nella vicinanza del fondo, è attiva in prevalenza di notte ed è territoriale; si nutre di invertebrati, ma all'occasione può ingerire anche piccoli pesci.

Predilige acque fredde, ben ossigenate e pulite, con fondali a ciottoli e massi; popola in prevalenza i torrenti, dove accompagna la trota fario anche nei tratti più impetuosi, e i tratti pedemontani dei corsi d'acqua maggiori, ma si può rinvenire occasionalmente anche nei laghi alpini.

Fonte delle informazioni: Gandolfi *et al.*, 1991.

4.6.3.4 *La fauna anfibia*

La zona interessata dal progetto è idonea ad ospitare la rana rossa di montagna (*Rana temporaria*) ed il rospo comune (*Bufo bufo*); tali specie, prettamente terricole, utilizzano i corpi idrici stagnanti o a lento decorso solo per la fase riproduttiva, mentre non colonizzano le acque veloci e turbolente. Potrebbe inoltre essere presente la salamandra pezzata (*Salamandra salamandra*), che utilizza le acque correnti per riprodursi, prediligendo in genere piccoli riali, soprattutto quelli privi di fauna ittica.

4.6.3.5 *Altre componenti faunistiche*

Per quanto riguarda le altri componenti faunistiche (mammiferi, rettili e uccelli), le specie che possono potenzialmente essere presenti nell'area sono:

- il toporagno d'acqua (*Neomys Fodiens*) e il toporagno di Miller (*Neomys anomalus*) per quanto riguarda i mammiferi;
- relativamente all'avifauna è possibile la presenza del merlo acquaiolo (*Cinclus cinclus*), dell'airone cenerino (*Ardea cinerea*) e della ballerina (*Motacilla alba*);
- per quanto riguarda i rettili, in relazione alle caratteristiche dell'habitat, è possibile la presenza della natrice dal collare (*Natrix natrix*) e della natrice tassellata (*Natrix tessellata*).

4.6.4 Analisi degli impatti potenziali in fase di cantiere e in fase di esercizio

In questo paragrafo sono analizzati gli impatti potenziali dell'opera sull'ecosistema acquatico sia nella sua fase di realizzazione, sia in quella di esercizio, definendone l'intensità e la durata.

Nella Tabella è riportata una matrice che consente di evidenziare le possibili tipologie di impatto sull'ecosistema acquatico che potenzialmente si possono verificare in seguito alla realizzazione dell'opera prevista. Da una prima osservazione si può rilevare come gli impatti in fase di esercizio, permanenti, siano quelli di maggiore importanza per l'ecosistema acquatico.

Si può osservare che i pesci sono l'entità soggetta al maggior numero di impatti potenziali.

Tabella 4.6.4.1: matrice delle tipologie di impatto potenziali sulle diverse componenti dell'ecosistema acquatico

		Attività	Tipologia di impatto prodotto	Pesci	Invertebrati	Vegetazione e acquatica
Fase di costruzione	Impatto temporaneo	Realizzazione di strade e baracche	Alterazione habitat			
		Realizzazione di attraversamenti	Interruzione flussi migratori			
			Alterazione del trasporto solido			
			Alterazione habitat			
		Attività dei mezzi di lavoro	Rumore			
			Inquinamenti accidentali			
		Costruzione della nuova diga	Interruzione flussi migratori			
			Alterazione del trasporto solido			
			Alterazione habitat			
		Smantellamento della vecchia diga	Alterazione dell'habitat			
Alterazione del trasporto solido						
Realizzazione nuova opera di presa	Alterazione dell'habitat					
Scavi e posa delle condotte	Alterazione del trasporto solido					
Fase di esercizio	Impatto duraturo	Derivazione idrica	Alterazione del regime idrologico			
			Alterazione habitat			
			Alterazione del trasporto solido			
			Alterazione della qualità delle acque			
			Alterazione del regime termico delle acque			
	Diga e opera di presa	Interruzione delle migrazioni				
		Aspirazione di organismi				
		Lacustrizzazione corso d'acqua				
	Impatto temporaneo	Interventi di manutenzione	Inquinamenti accidentali			
			Alterazione del trasporto solido			
Alterazione delle portate (<i>hydropeaking</i>)						

4.6.4.1 *Impatti in fase di cantiere*

Gli impatti in fase di cantiere sono costituiti dai lavori di realizzazione delle opere e degli attraversamenti che riguardano direttamente l'habitat acquatico e dalla manipolazione di sostanze pericolose. Si tratta di impatti di durata temporanea e sono descritti di seguito.

Realizzazione di attraversamenti del corso d'acqua per le piste di accesso ai cantieri: è possibile che sia richiesta la costruzione di passaggi attraverso il corso d'acqua per consentire l'accesso degli automezzi alle aree di cantiere; l'impatto sull'ecosistema fluviale dipenderà dalle modalità di costruzione dell'attraversamento. Se questo viene realizzato senza deviazioni temporanee dell'alveo, e con una struttura tale da non impedire la migrazione dei pesci, l'impatto può essere ritenuto trascurabile.

Deviazione temporanea di un tratto di corso d'acqua: per lavorare alla costruzione delle opere di sbarramento (diga), è necessario deviare temporaneamente il tratto del corso d'acqua oggetto d'intervento; ciò comporta la messa in asciutta della parte di alveo interessata dai lavori e degli eventuali organismi acquatici in essa presenti. Questo impatto è di natura temporanea ma può avere gravi ripercussioni sulla fauna acquatica e in particolare sui pesci, che non possono sopravvivere in caso di asciutte, anche se di breve durata.

Esecuzione di lavori all'interno dell'alveo: i lavori in alveo comportano la movimentazione del letto fluviale; ciò determina l'intorbidimento delle acque e la deposizione di sedimento fine nel tratto a valle, con conseguente disturbo della biocenosi fluviale. Tale operazione può essere particolarmente dannosa se svolta nel periodo di riproduzione dei Salmonidi, in quanto vi è il rischio che i mezzi meccanici alterino il fondo fluviale dove sono state deposte le uova distruggendole; inoltre è possibile che il sedimento fine depositatosi nelle zone più a valle soffochi le uova ivi deposte. Questo impatto è di natura temporanea.

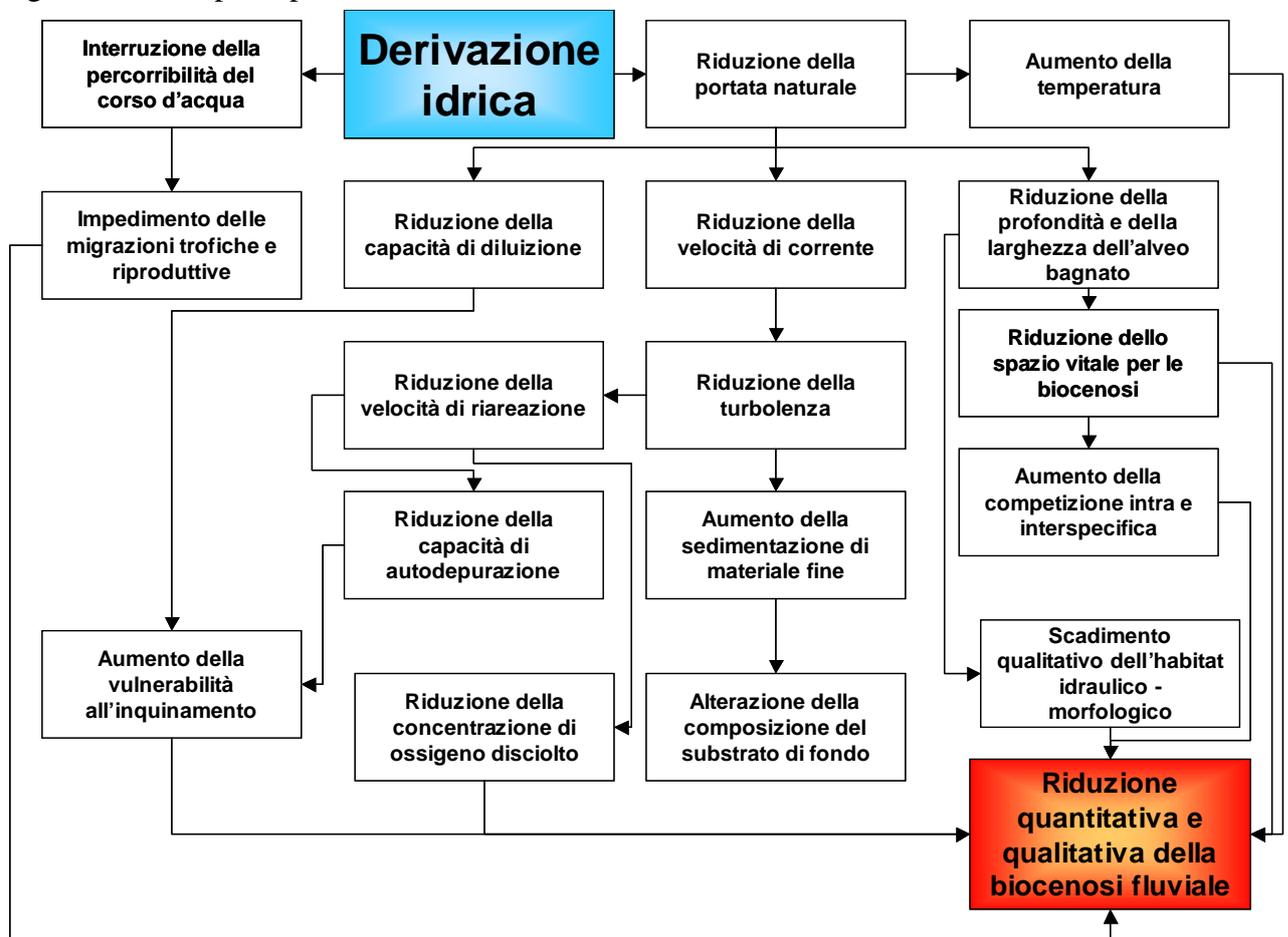
Sversamento di sostanze inquinanti nel corso d'acqua: nella fase di cantiere può essere richiesta la manipolazione di sostanze pericolose per l'ambiente quali carburanti, lubrificanti o solventi; il loro versamento accidentale nel corso d'acqua può determinare morie di fauna ittica e di invertebrati bentonici, con una intensità e una durata di impatto dipendenti dalla natura e dai quantitativi degli inquinanti versati. Nello scavo della galleria per la realizzazione della condotta forzata è inoltre possibile che vi sia la fuoriuscita di acqua particolarmente ricca di solidi sospesi o accidentalmente contaminata da carburante o altri inquinanti.

4.6.4.2 Impatti nella fase di esercizio

Gli impatti ipotizzabili in fase di esercizio, schematizzati nella Figura , sono permanenti e meritano pertanto un'analisi di dettaglio, di seguito riportata distinguendo prima quelli sull'habitat e poi quelli sulle biocenosi macrobentonica e ittica.

Un ecosistema fluviale in condizioni naturali è caratterizzato da un gradiente continuo di condizioni ambientali da monte a valle, alle quali le biocenosi acquatiche si sono adattate durante l'evoluzione dell'ecosistema (Vannote *et al.*, 1980); la realizzazione di una derivazione idrica rappresenta un'alterazione di tali condizioni e si riflette pertanto sulle sue componenti faunistiche e vegetazionali.

Figura 4.6.4.1: i principali effetti delle derivazioni idriche sull'ecosistema fluviale



Oltre agli effetti considerati nello schema precedente, sono da considerarsi anche i possibili impatti dovuti all'aspirazione di organismi attraverso le opere di presa e al versamento di sostanze pericolose negli interventi di manutenzione degli impianti.

Infine, nel caso di derivazioni che comportano la creazione di un invaso artificiale, vi sono ulteriori tipologie di impatto possibili:

- Lacustrizzazione di tratti di corsi d'acqua (trasformazione di ambienti lotici in ambienti lentici);
- l'impatto dovuto alle oscillazioni artificiali di livello all'interno dell'invaso;
- l'impatto dovuto alle escursioni artificiali elevate e repentine di portata a valle dell'invaso, indicato dalla letteratura scientifica anglosassone con il termine "*hydropeaking*";
- l'impatto dovuto alle operazioni di sfangamento e svuotamento degli invasi, con conseguente rilascio di elevate quantità di sedimenti lacustri nel corso d'acqua a valle.

È importante considerare il fatto che gli impatti possono agire in modo sinergico e che possono colpire indirettamente più componenti ecosistemiche, rispetto a quelle interessate in modo diretto, per effetto delle strette relazioni trofiche tra i vari organismi. Ad esempio gli effetti provocati sul macrobenthos si riflettono sui pesci dei quali costituisce una delle principali fonti alimentari.

Nei paragrafi seguenti è riportata la descrizione degli impatti potenziali e dei loro effetti sulle diverse componenti dell'ecosistema fluviale documentati dalla bibliografia scientifica.

4.6.4.2.1 Alterazione quantitativa e qualitativa degli habitat idraulici e morfologici

Gli effetti più evidenti di una captazione idrica sull'habitat fluviale di un corso d'acqua sono quelli dovuti all'artificializzazione del regime idrologico e alla riduzione di portata a valle dell'opera di presa, che nei casi estremi possono portare al prosciugamento totale e duraturo del corso d'acqua. L'habitat subisce quindi, in primo luogo, un'alterazione di tipo quantitativo; in relazione alla morfologia fluviale, questo comporta una riduzione del volume idrico, della superficie bagnata dell'alveo e dei parametri idraulici come la velocità di corrente, la profondità dell'acqua e la turbolenza. La conformazione dell'alveo a valle della captazione è un fattore di primaria importanza nel determinare la gravità e la natura dell'impatto sull'habitat idraulico - morfologico: a parità di riduzione di portata, le *pool* e i tratti con alveo inciso in genere subiscono una minore perdita di superficie bagnata rispetto ai tratti a *riffle* - *run* e a quelli con alveo ampio e piatto; lo stesso tipo di deflusso residuo che consente la presenza di acqua in un alveo poco permeabile, potrebbe essere invece

insufficiente a garantire lo scorrimento superficiale delle acque in un alveo con substrato fortemente permeabile.

L'alterazione dell'habitat è anche di tipo qualitativo: la diminuzione di velocità di corrente, di profondità dell'acqua e di turbolenza comporta, infatti, una perdita della diversità idraulico-morfologica; in generale si assiste ad una banalizzazione a livello di mesohabitat, con la scomparsa dei tratti di acque poco profonde e veloci quali *riffle* e *run*; l'acqua residua si concentra nelle *pool*, che per la loro struttura conservano il volume d'acqua al loro interno, pur riducendosi il tempo di ricambio (Humprey *et al.*, 1985). Un alveo di morbida molto ampio potrebbe causare una eccessiva dispersione del deflusso residuo a valle della traversa, riducendolo ad un *riffle* di modestissima profondità o addirittura ramificato in piccoli rivoli.

Dal punto di vista temporale, in relazione alle modalità di derivazione delle acque, la situazione peggiore è rappresentata dal caso in cui il deflusso rilasciato a valle della traversa è uniforme lungo l'anno; ciò elimina le naturali variazioni di portata nell'arco delle stagioni, che assolvono sia ad una funzione di mantenimento della morfologia e della geometria dell'alveo, sia al compito di "innescare" alcuni meccanismi comportamentali per le biocenosi acquatiche. Questo tipo di problema è meno grave nei casi in cui le portate di morbida eccedono con frequenza la capacità di derivazione massima dell'opera di presa; in questi casi infatti le portate di sfioro si aggiungono a quelle rilasciate in condizioni di magra e ricreano, almeno parzialmente, un andamento idrologico simile a quello naturale.

Le condizioni idrologiche e la qualità dell'ambiente fluviale influenzano il tipo di *taxa* rappresentati nella comunità macrobentonica, il loro numero complessivo e il numero di individui con cui ciascun *taxon* è presente (Wells & Demas, 1979 in Al-Lami *et al.*, 1998; Al-Lami *et al.*, 1998). Differenti combinazioni di portata e substrato, costituiscono i fattori che governano il numero delle specie e delle famiglie che compongono una comunità macrobentonica e la loro abbondanza. La riduzione della portata naturale di un corso d'acqua determina sia una riduzione della densità della comunità macrobentonica, che un cambiamento qualitativo della comunità stessa (Saltveit *et al.*, 1987).

Da studi specifici sugli invertebrati, con particolare riferimento ai Plecotteri, ritenuti fra i più sensibili, emerge l'esistenza di *taxa* decisamente più tolleranti rispetto ad altri, nei confronti di alterazioni ambientali quali le variazioni di portata indotte dalle derivazioni; la diversa risposta sembra essere funzione anche del clima regionale, della ricchezza in *taxa* della comunità macrobentonica e delle modalità di regolazione della portata. In Europa, i generi *Choloperla* e *Leuctra* risultano più tolleranti di altri Plecotteri alle variazioni di portata (Saltveit *et al.*, 1987). Nel caso di *Leuctra fusca* e *Leuctra digitata*, il ciclo vitale univoltino,

con rapida crescita estiva, permette loro di sopravvivere anche in condizioni invernali severe, quando la riduzione della portata naturale è particolarmente accentuata (Saltveit *et al.*, 1987). La riduzione del deflusso in alveo determina un impatto sulle popolazioni ittiche che dipende da vari fattori. In primo luogo la riduzione di volume idrico e di tirante idraulico comporta che i pesci si troveranno più esposti ai predatori e alle avversità climatiche, o addirittura non potranno sopravvivere per l'insufficiente profondità; un alveo stretto e profondo o comunque ricco di *pool* questo tipo di impatto potrà essere invece parzialmente mitigato e permettere la presenza di punti di raccolta dell'acqua sufficientemente profondi per fornire protezione visuale dai predatori, capacità di omeostasi termica e uno spazio vitale sufficientemente ampio anche per grossi pesci. La riduzione del deflusso naturale al valore costante del deflusso minimo comporta una riduzione nel numero di pesci e di biomassa; in uno studio sugli effetti di una microcentrale (Ovidio *et al.*, 2004) è stata accertata una diminuzione del 23% della biomassa di trota fario, del 61% di quella di temolo e del 34% di quella complessiva a distanza di 5 mesi dall'entrata in funzione dell'impianto.

Al diminuire della portata tendono a scomparire le zone di acque basse a corrente veloce (*riffle – run*), importanti quali zone di alimentazione, riproduzione e stazionamento dei giovani Salmonidi; l'assenza completa di tali tratti può rendere impossibile la riproduzione e impedire quindi la possibilità di autosostentamento di una popolazione di trote (Bundi *et al.*, 1990). La deposizione delle uova per molte specie ittiche che popolano corsi d'acqua derivati viene effettuata negli affluenti con portata naturale (Petts, 1984).

La regolazione delle portate, portando ad un'alterazione dell'andamento idrologico naturale, potrebbe avere effetti negativi sulle migrazioni dei pesci. È stato osservato per i salmoni che i movimenti migratori verso monte sono stimolati da incrementi della portata, purché questi non raggiungano condizioni estreme (come nelle alluvioni), e che nei casi in cui la portata si mantiene uniformemente bassa avvengono solo piccoli spostamenti (Hynes, 1970 in Petts, 1984). In caso di aumenti di portata poco evidenti, si può generare un ritardo nei movimenti dei pesci, con conseguente utilizzo prematuro di riserve energetiche e sviluppo di condizioni di stress, tali da compromettere o, comunque, ridurre il successo riproduttivo; è peraltro probabile che la variazione di portata non sia l'unico stimolo a determinare l'inizio di un comportamento migratorio, ma che intervengano altri fattori (Petts, 1984).

Gli effetti della riduzione e dell'alterazione delle portate sulla flora riparia sono molteplici e possono essere diversi in base alle condizioni ambientali (geologia, microclima, ecc.) del tratto fluviale derivato (Gore & Petts, 1989).

La riduzione di portata nei periodi di siccità riduce l'umidità del suolo presso le rive e determina un rallentamento della crescita e, all'estremo, la morte della vegetazione riparia. La riduzione di deflusso e l'alterazione del regime idrologico naturale può influire, oltre che sulla crescita, anche sul successo riproduttivo e sulla possibilità di attecchimento delle giovani piantine (Stromberg & Patten, 1990). In particolare, una portata insufficiente durante la stagione di diffusione dei semi può causare l'insediamento delle nuove piante in zone troppo vicine all'alveo e quindi particolarmente vulnerabili agli eventi di piena. Portate elevate possono essere richieste poco prima della dispersione dei semi, in modo tale da assicurare la presenza di suoli sufficientemente umidi in cui essi possano germinare. Il livello dell'acqua poi non deve scendere troppo bruscamente, per permettere alle giovani piante di sviluppare sufficientemente l'apparato radicale in profondità, affinché sia loro garantito l'apporto idrico anche nei periodi di siccità (Scott *et al.*, 1993).

La diminuzione della portata favorisce le specie che normalmente occupano le zone inondate solo in caso di piena (p.e. salici; Petts, 1984), mentre genera una situazione avversa per quelle che sono adattate ad essere sommerse frequentemente, di norma le più vicine all'alveo bagnato (Harris *et al.*, 1985), come p.e. gli ontani.

La vegetazione acquatica in alcuni casi può trarre vantaggio dall'appiattimento delle portate; è stato osservata una proliferazione del giacinto d'acqua (*Eichhornia crassipes*) in corsi d'acqua in cui il regime idrologico è stato stabilizzato ai valori di magra e anche il periphyton è avvantaggiato da tale situazione (Petts, 1984). Le macrofite in particolare traggono giovamento dalla riduzione della velocità di corrente e della turbolenza.

Oltre al problema della portata che fluisce superficialmente, è particolarmente importante la protezione delle risorse idriche sotterranee, nei casi in cui esista una stretta relazione tra falda e fiume, per garantire la presenza di sufficiente umidità nel suolo nei periodi di scarse precipitazioni (Groeneveld & Griepetrog, 1985).

4.6.4.2.2 *Alterazione del trasporto solido e della composizione del substrato di fondo*

In funzione del tipo di opera di presa, è possibile che si venga a determinare un'alterazione del trasporto solido, con ripercussione sul substrato di fondo a valle della stessa o che non vi siano ripercussioni su questo fattore. Il secondo caso è quello che si verifica nel caso di prese con griglia a "trappola" prive di traverse vere e proprie, che sono "trasparenti" al trasporto solido, o in quelle con un modesto invaso, in quanto non si verifica una significativa

sedimentazione di materiale a monte della presa. Diverso è il caso delle derivazioni con traversa o delle dighe vere e proprie, che agiscono da veri e propri sedimentatori; secondo Petts (1984) fino al 90% del carico di sedimenti in arrivo possono essere tratti dallo sbarramento, con conseguente diffusione di fenomeni erosivi nel corso d'acqua a valle e modificazioni della morfologia fluviale a lungo termine. L'effetto erosivo è particolarmente accentuato subito a valle della diga, mentre è attenuato dal contributo di sedimento apportato dai tributari procedendo verso valle ed è minore nel caso di fondo e rive composte da elementi grossolani o ben vegetati; dal punto di vista temporale l'erosione tende a spostarsi progressivamente verso valle (Petts, 1984). Il substrato di fondo tende a diventare più grossolano, in particolare nel periodo immediatamente successivo alla realizzazione della diga e nel tratto più adiacente ad essa (Petts, 1984). La riduzione di portata può d'altro canto ridurre la capacità di trasporto solido del corso principale rispetto al sedimento apportato da parte degli affluenti (con aumento della deposizione a valle degli stessi) e la riduzione nella variabilità delle portate consente una maggiore stabilità del substrato (Petts, 1988).

La variazione di granulometria del substrato interessa principalmente la comunità macrobentonica, che vive al di sopra e all'interno degli spazi interstiziali degli elementi che lo compongono; tale comunità potrà quindi subire variazioni in relazione alle diverse preferenze dei *taxa* che la compongono rispetto alla composizione del letto fluviale.

La copertura algale trae vantaggio dalla maggiore stabilità del substrato e dalla maggiore trasparenza dovuta alla sedimentazione a monte dei sedimenti sospesi (Petts, 1984).

4.6.4.2.3 *Alterazione della capacità di autodepurazione e diluizione degli inquinanti organici e della qualità delle acque*

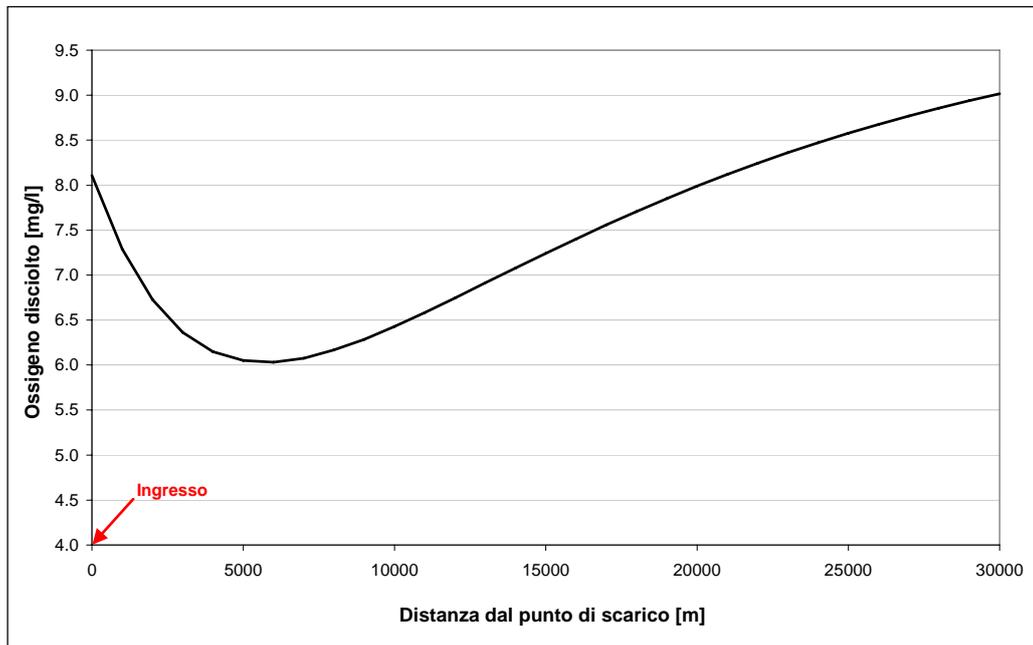
La capacità di autodepurazione di un corso d'acqua dipende dai processi di demolizione della sostanza organica al suo interno operati dalla componente microscopica della comunità biologica fluviale (AA. VV., 2000); l'alterazione dell'habitat idraulico – morfologico penalizza la capacità di colonizzazione dei microrganismi fluviali e quindi danneggia la funzione di autodepurazione del corso d'acqua.

Quest'ultima inoltre, per svolgersi correttamente, richiede una buona ossigenazione della acque; dal momento che lo scambio di ossigeno tra atmosfera e acqua è fortemente facilitato dalla turbolenza dell'acqua e dalla velocità di corrente, la riduzione dei valori di tali parametri diminuisce l'efficienza dei processi autodepurativi (Vismara, 1988). Infine il minor volume d'acqua rimasto in alveo rende meno efficace il potere di autodiluizione degli inquinanti

(Vismara, 1988; Gregoire & Champeau, 1984), accrescendone l'impatto sull'ecosistema fluviale.

È infine da considerare il potenziale rischio dovuto allo sversamento accidentale di inquinanti durante la manipolazione di lubrificanti, carburanti e liquidi isolanti in occasione di interventi di manutenzione o guasti dei macchinari che servono per il funzionamento degli organi di scarico, degli sgrigliatori e degli impianti idroelettrici di produzione.

Figura 4.6.4.2: esempio di curva a “sacco”, indicante l'andamento della concentrazione dell'ossigeno disciolto lungo l'asta fluviale, a valle di uno scarico di tipo organico



La variazione di concentrazione dell'ossigeno disciolto potrebbe agire in modo diretto sulla distribuzione del benthos. Da studi effettuati in laboratorio su larve di insetti, è emerso come queste si spostino in funzione della concentrazione di ossigeno (Wiley & Kohler, 1980, in Armitage, 1984).

Le conseguenze sulla fauna ittica sono così sintetizzabili: superamento di alcuni limiti di tolleranza delle specie; inibizione della normale sequenza delle attività riproduttive, dello sviluppo e della sopravvivenza; alterazione degli equilibri competitivi. Fra i fattori chimici e fisici, la temperatura e l'ossigeno disciolto possono essere considerati fra i più importanti.

La componente vegetale trae vantaggio dall'arricchimento in nutrienti (Petts, 1984).

4.6.4.2.4 *Alterazione della capacità di omeostasi termica e delle caratteristiche termiche naturali del corso d'acqua*

Riducendosi il volume d'acqua in alveo a valle della derivazione, la temperatura della massa d'acqua subirà più facilmente l'influsso di fluttuazioni della temperatura dell'aria, in quanto ne viene diminuita la capacità di omeostasi; questo comporta che nel periodo estivo le temperature saranno più elevate e nel periodo invernale più basse rispetto alla situazione con la portata naturale; il rallentamento del deflusso delle acque, inoltre, facilita ulteriormente il riscaldamento estivo delle acque in conseguenza del maggior tempo di esposizione all'irraggiamento solare, e rende più facile la formazione di ghiaccio in inverno.

Un'ulteriore alterazione delle caratteristiche termiche naturali di un corpo idrico derivato può derivare da:

- il riscaldamento delle acque a monte della traversa in caso di presenza di un vaso artificiale che riducendo la velocità di scorrimento e innalzando il tempo di ricambio e quindi di permanenza favorisce il rialzo termico dovuto all'irraggiamento solare.
- il raffreddamento in tratti fluviali a bassa quota dovuto alla restituzione di acque fredde prelevate ad alta quota, che passando in condotta e con velocità elevate non subiscono il naturale processo di riscaldamento nel passaggio da monte a valle.

La temperatura dell'acqua influenza la distribuzione, la crescita e lo sviluppo degli invertebrati. Le variazioni dell'andamento termico nel corso dell'anno possono consistere in un ritardo nel raggiungimento del massimo stagionale, che sarebbe necessario ad esempio per l'innescò di uno stadio di sviluppo, con conseguente interruzione del ciclo vitale. Ciò comporta l'alterazione della struttura della comunità, eliminando gli organismi più sensibili alla temperatura e favorendo invece quelli più adattabili. Nonostante sia nota l'importanza dell'influsso della temperatura sul benthos, non è ancora chiaro se l'effetto maggiore sia dovuto direttamente ad alterazioni fisiologiche e di sviluppo, oppure indirettamente a variazioni stagionali nella qualità e/o quantità di cibo e di habitat disponibile (Sweeney & Vannote, 1981 in Armitage, 1984).

Un innalzamento anomalo della temperatura si può tradurre, ad esempio, nella scomparsa di specie oligostenoterme (Trautman, 1974 in Petts, 1984). Alcuni studi hanno dimostrato come sia difficile isolare una singola variabile, mentre spesso è proprio l'interazione fra differenti parametri, quali la temperatura, la qualità delle acque, la torbidità, a causare alterazioni sui pesci (Petts, 1984).

Il rialzo termico nella bella stagione può favorire la proliferazione della copertura algale.

4.6.4.2.5 *Interruzione della continuità fluviale*

La presenza fisica della diga rappresenta un'interruzione della continuità fluviale in quanto impedisce il passaggio di organismi tra monte e valle della stessa. Il transito risulta impossibile a meno che non siano realizzati appositi passaggi artificiali.

La presenza fisica della diga limita il processo di deriva degli invertebrati (*drift*), indispensabile per la colonizzazione degli ambienti a valle e per la regolazione della densità numerica degli organismi (Comoglio, 1999).

Le strutture che interrompono la continuità dell'alveo, impediscono inoltre il libero passaggio dei pesci lungo l'asta, in particolare per quelli che risalgono controcorrente. Molte specie ittiche, tra le quali la Trota, compiono migrazioni verso monte durante il periodo riproduttivo per cercare siti idonei alla deposizione delle uova e alla crescita degli avannotti, tornando successivamente a valle una volta conclusa la frega. L'impedimento di queste migrazioni può danneggiare tali specie costringendo i riproduttori a deporre le uova in zone non adatte o a riassorbire le uova senza neppure deporle, vanificando così la riuscita della riproduzione naturale; spesso accade, inoltre, che l'addensamento di pesci in risalita al di sotto degli ostacoli insormontabili, ne facilita la predazione e il bracconaggio, e che alcuni riproduttori muoiano a causa dei continui sforzi nell'istintivo tentativo di saltare oltre l'ostacolo.

A tale proposito è evidente che la nuova opera non modificherà in alcun modo lo "status" preesistente, in considerazione che già esiste da tempo uno sbarramento sul corso d'acqua.

4.6.4.2.6 *La lacustrizzazione del corso d'acqua a monte della derivazione*

Alcune tipologie di derivazione prevedono la costruzione di traverse o dighe che determinano un forte rallentamento della velocità di corrente di un tratto di corso d'acqua a monte; quest'ultimo perde le caratteristiche tipiche di un ambiente lotico e tende a lacustrizzarsi, o addirittura viene a crearsi un vero e proprio lago artificiale, in funzione delle dimensioni dello sbarramento.

È possibile che l'impatto sull'ambiente non sia del tutto negativo, in quanto si viene a creare un nuovo ecosistema acquatico, sia pure con caratteristiche diverse, che potrebbe aumentare nel complesso la biodiversità della zona. È evidente che la biocenosi fluviale, nel tratto di corso d'acqua a monte della traversa affetto dal processo di lacustrizzazione, si modificherà in risposta alle mutate condizioni ambientali, con la progressiva affermazione di organismi limnofili.

La lacustrizzazione determinerà un allagamento della zona riparia a monte dello sbarramento, la cui estensione sarà funzione dell'altezza dello sbarramento stesso e della pendenza delle rive; più queste ultime saranno aggragate e maggiore risulterà il terreno sommerso. Ciò si ripercuoterà sulla vegetazione riparia, che vedrà svantaggiate le specie spiccatamente terrestri e avvantaggiate le piante acquatiche e quelle palustri.

Gli impatti specifici determinati dalla presenza di un vero e proprio invaso artificiale a monte della derivazione sono presi in esame nel capitolo successivo, mentre gli effetti dovuti all'intrappolamento del sedimento sono trattati nel paragrafo 0.

4.6.4.2.7 *L'aspirazione di organismi dalle opere di presa*

La presenza dell'opera di presa che convoglia le acque in condotta, alla centrale dove saranno turbinate, comporta la possibilità che gli organismi acquatici nelle adiacenze possano essere risucchiati e subire dei danni in conseguenza a ciò. E' un impatto possibile anche nel caso di bacini che prevedono il ripompaggio delle acque a monte nei periodi di minor richiesta energetica, in cui gli organismi presenti a valle dell'impianto rischiano di essere risucchiati verso monte.

I fenomeni più frequentemente riportati in bibliografia in relazione alla presenza di impianti di aspirazione e scarico risultano essere quelli che in letteratura americana vengono chiamati *entrainment* e *impingement*. Ciò che viene definito *entrainment* (ingresso) avviene quando organismi acquatici, in genere di piccole dimensioni come uova o larve, vengono aspirate nel sistema di pompaggio, subendo stress dovuti al cambiamento di pressione (in grado di provocare deformazioni permanenti), allo shock termico e alla tossicità chimica derivata dall'uso di biocidi e agenti pulenti. La mortalità di organismi *entrained* risulta estremamente alta, rendendo in genere necessari sistemi, come filtri o schermi, che impediscano o riducano l'ingresso delle varie forme di vita acquatiche nelle strutture di aspirazione. Il fenomeno di *impingement* (urto), invece, avviene quando gli organismi acquatici collidono, perché aspirati passivamente, contro le pareti degli schermi di protezione posizionati alla bocca delle condutture di presa per evitare l'ingresso di corpi estranei oppure rimangono intrappolati all'interno dei sistemi di pompaggio rischiando di morire per soffocamento, eccessivo stress o ferimento (Nagle & Morgan, 2000). L'entità dei due fenomeni dipende sostanzialmente dalla velocità di flusso dell'acqua in ingresso nell'impianto di presa e dalla capacità natatorie delle specie coinvolte. Gli effetti della mortalità indotta da tali fenomeni dipendono, invece, da numerosi fattori e pertanto risultano di difficile previsione; essi sono, infatti, influenzati

dall'abbondanza della popolazione insistente sull'area di progetto, dalle dimensioni relative delle popolazioni larvali (più soggette al fenomeno di *entrainment*) e delle popolazioni di adulti (più soggette al fenomeno di *impingement*), dalla variabilità stagionale specie-specifica, dal tasso di mortalità naturale e dal numero di stadi larvali uccisi (Van Winkel, 2000). Studi effettuati su una centrale olandese hanno dimostrato che 0.37 m/sec rappresenta una velocità di aspirazione in cui si riduce sensibilmente il fenomeno di *impingement*. Una riduzione della velocità dell'acqua in ingresso in impianti energetici americani a tale valore hanno, infatti, portato ad una evidente diminuzione del fenomeno in esame (Haddingh & Jager, 2002). Il secondo fattore necessario a valutare l'entità degli effetti di tali fattori perturbativi sulla fauna ittica del lago è rappresentato dalle capacità natatorie mostrate dai pesci. Pesci di diverse dimensioni hanno capacità di nuoto differenti: gli individui di piccola taglia si muovono, in situazioni di fuga o di pericolo, ad una velocità prossima ai valori massimi ma resistono solo per un breve tempo, mentre i pesci di maggiori dimensioni riescono a nuotare per periodi più lunghi mantenendo velocità più elevate. È per tale motivo che in genere individui di taglia maggiore riescono a raggiungere valori sufficientemente elevati di velocità di nuoto da permettere loro di sfuggire all'azione trascinante esercitata dalla corrente durante la fase di aspirazione. Gli organismi che maggiormente vengono aspirati all'interno delle opere di presa risultano dunque le forme di vita più piccole, come quelle larvali, soggette ad un impatto maggiore. Nel caso delle captazioni idriche a scopo idroelettrico, l'acqua generalmente è derivata in modo tale che la velocità di corrente alla presa non è particolarmente elevata rispetto a quella del torrente in condizioni naturali; Si può presumere quindi che questo tipo di impatto sia piuttosto ridotto e riguardi principalmente gli organismi in fase di drift, che si lasciano trasportare passivamente verso valle.

4.6.4.2.8 *L'impatto delle oscillazioni di livello all'interno dei bacini artificiali*

L'ecosistema lacustre di un bacino artificiale è profondamente influenzato dalla regolazione dei livelli dell'acqua effettuata in funzione della produzione di energia idroelettrica. L'escursione di livello ha generalmente un andamento stagionale in cui raggiunge i valori minimi in corrispondenza dell'inverno e i massimi nel periodo tardo primaverile del disgelo. Ulteriori variazioni si possono avere come conseguenza di periodi particolarmente piovosi o siccitosi. La gestione può inoltre comportare variazioni a breve termine, che sono tanto più accentuate quanto più piccolo è l'invaso e quindi tanto minore è la sua capacità di omeostasi rispetto a prelievi o apporti idrici; nei casi limite possono esserci escursioni di livello

significative nell'arco di poche ore. Una condizione estrema si può verificare infine nel caso sia necessario lo svuotamento completo del bacino, che comporta la scomparsa completa dell'ecosistema lacustre o, nella situazione più favorevole, la sua riduzione al solo bacino preesistente (ovviamente solo nel caso che l'invaso sia frutto dell'ampliamento di un lago naturale).

Le condizioni climatiche particolarmente rigide determinano, infatti, la copertura di ghiaccio dell'intera superficie cosicché se il volume d'acqua residuo è troppo ridotto, il ghiaccio può raggiungere gli strati più profondi imprigionandovi i pesci che vi svernano, oppure - data l'assenza di scambi gassosi con l'atmosfera - può determinarvi una situazione di anossia.

In genere un danno rilevante è determinato dall'escursione del livello, in quanto la vegetazione terrestre (che ospita numerosi organismi fonte di cibo per i pesci) non è in grado di colonizzare i margini del bacino che vengono periodicamente inondati, mentre la fauna bentonica non riesce ad insediarsi in tali ambienti litorali per il motivo opposto, ossia perché soggetta a ricorrenti periodi di asciutta. L'assenza di riproduzione naturale in un bacino artificiale esclude invece eventuali problemi di asciutta delle uova deposte dai pesci, oggi ricorrenti per diverse specie ittiche nei laghi prealpini. La riduzione del volume invasato determina infine un grave scadimento del valore paesaggistico del bacino, dal momento che le sponde rimaste all'asciutto appaiono in genere ricoperte di sedimenti e resti vegetali.

4.6.4.2.9 *L'impatto delle oscillazioni di portata (Hydropeaking) a valle dei bacini artificiali*

Tale impatto si verifica solo nel caso delle tipologie di captazione delle acque che ne prevedono l'accumulo e l'impiego in tempi successivi; è questo il caso ad esempio degli invasi per la produzione di energia idroelettrica, nei quali vi è l'accumulo d'acqua durante la notte e nei fine settimana, quando la richiesta energetica è minima, mentre durante le ore diurne dei giorni lavorativi essa viene rilasciata per mettere in funzione le turbine e produrre elettricità. Ne consegue che i tratti di corsi d'acqua interessati dal deflusso delle acque turbinate subiscono dei bruschi e consistenti aumenti di portata in corrispondenza della produzione di energia elettrica, seguiti da altrettanto repentine e notevoli riduzioni di portata quando invece la domanda cessa e l'acqua viene stoccata nei bacini artificiali. Tali variazioni di portata, definite dalla letteratura scientifica con il termine anglossassone *hydropeaking*, si traducono in cambiamenti di altre variabili ambientali quali velocità di corrente, profondità

dell'acqua, composizione del substrato ecc., e quindi interferiscono con la vita della biocenosi fluviale.

Le conseguenze negative dell'*hydropeaking* sulla biocenosi fluviale dipendono più che dalla durata dell'onda di piena artificiale dalla rapidità con cui questa raggiunge il suo massimo e dalla frequenza con cui tale evento si ripete (Parasiewicz *et al.*, 1996). Anche la qualità chimico – fisica delle acque di un corso d'acqua soggetto a *hydropeaking* può subire rilevanti alterazioni, in particolare se il rilascio avviene dallo scarico di fondo di un bacino artificiale; possono per esempio variare la temperatura, la concentrazione di ossigeno disciolto e di nutrienti, la concentrazione di ammoniaca, solfuri e altre sostanze tossiche, ecc. (Cushman, 1985), con conseguenti danni alle biocenosi fluviali.

Le fluttuazioni di portata nel breve periodo possono provocare variazioni di profondità tali da lasciare completamente all'asciutto alcune zone dell'alveo, impedendo quindi la sopravvivenza degli organismi insediati. L'andamento altalenante della portata in alveo può, inoltre, determinare una maggiore instabilità delle rive, con conseguente incremento della torbidità dell'acqua e riduzione della vegetazione acquatica, cui possono essere legati effetti negativi sul benthos (Brooker & Hemsworth, 1978 in Armitage, 1984). Variazioni repentine della velocità possono distruggere le sequenze *pool-riffle*, andando ad interferire con i meccanismi nutrizionali del benthos (Trotzky & Gregory, 1974 in Armitage, 1984), e possono inoltre determinare l'allontanamento del benthos dai microhabitat (Armitage, 1984).

Ovidio *et al.*, 2004 hanno osservato che l'*hydropeaking* generato da un impianto idroelettrico ha arrecato disturbo al comportamento riproduttivo del temolo.

4.6.4.2.10 *L'impatto delle operazioni di svaso e sfangamento dei bacini artificiali*

I bacini artificiali e le opere di presa sono sovente soggetti ad interrimento ad opera dei sedimenti sospesi che vi afferiscono e quindi sedimentano; per questo motivo e per motivi di manutenzione delle paratoie essi necessitano di operazioni periodiche di svuotamento, con cadenze generalmente pluriennali. Queste operazioni possono avere pesanti ripercussioni sull'ecosistema acquatico a valle, in quanto il sedimento che si è progressivamente depositato sul fondo del bacino viene riversato nelle acque scaricate.

Tecnicamente occorre distinguere due tipi di manovre di svuotamento degli invasi, che possono avere impatti di diversa entità:

- Lo **svaso**, che comporta lo svuotamento dell'acqua del lago per consentire le operazioni di manutenzione della diga e degli organi di fondo; in questi caso il rilascio di sedimento

verso valle è accidentale ed è possibile effettuare degli interventi per limitare la concentrazione dei sedimenti sospesi verso valle.

- Lo **spurgo** (con operazioni di **sghiaimento** e **sfangamento**), che comporta lo svuotamento del lago finalizzato proprio alla rimozione del sedimento accumulatosi sul fondo del bacino riversandolo a valle attraverso lo scarico di fondo; questa manovra è particolarmente impattante sull'ecosistema fluviale in quanto comporta una sorta di piena artificiale caratterizzata da elevatissime concentrazioni di sedimenti sospesi.

Nel presente documento i termini “svaso” e “spurgo” saranno utilizzati come sinonimi per indicare operazioni che comportino il rilascio di sedimento, accidentale o voluto; la distinzione tecnica tra le due operazioni sarà sottolineata nei casi in cui si riterrà necessario dettagliarne con precisione gli effetti.

Il principale impatto causato da uno svaso è quello prodotto dal sedimento accumulato sul fondo del bacino che viene riversato nel corso d'acqua a valle, provocando un incremento anomalo di torbidità e solidi sospesi. Gli effetti nocivi dei sedimenti sull'ecosistema fluviale sottostante possono essere così riassunti (Newcombe & MacDonald, 1991; Calow & Petts, 1992; Newcombe, 1994 e 1996):

- un'azione meccanica (abrasione e occlusione) sugli apparati respiratori e alimentari dei pesci e degli invertebrati e sulla componente vegetale acquatica;
- un'alterazione del comportamento degli organismi che utilizzano la vista come percezione sensoriale, le cui capacità di individuare le prede e stabilire relazioni sociali sono limitate dalla scarsa o nulla visibilità dovuta alla torbidità;
- la distruzione dei *microhabitat* interstiziali di fondo, indispensabili alla vita sia degli invertebrati che dei primi stadi vitali dei pesci (uova e larve dei Salmonidi), che vengono occlusi dal sedimento fine che si deposita sul fondo;
- alterazioni a livello di *mesohabitat*, quando l'apporto di sedimento a valle è tale da determinare il riempimento delle pozze e la formazione di barre e isole di ghiaia nei raschi;
- infine, se al bacino svasato afferiscono scarichi inquinanti, lo sversamento dei sedimenti pone anche problemi di deficit di ossigeno e di tossicità diretta (per esempio per la presenza di ammoniaca e di metalli pesanti).

Gli effetti nocivi dei sedimenti sospesi sugli organismi acquatici possono essere raggruppati in tre categorie principali (Newcombe & MacDonald, 1991):

1. Effetti comportamentali: vengono modificati i modelli comportamentali caratteristici di un organismo in ambiente non perturbato.
2. Effetti subletali: alterano i tessuti o la fisiologia degli organismi ma in modo non abbastanza grave da causarne la morte.
3. Effetti letali: causano la morte di singoli individui, riducono la consistenza numerica della popolazione o ne danneggiano la capacità di autosostentamento.

L'entità dell'effetto dei sedimenti sospesi sugli organismi non è unicamente funzione della concentrazione degli stessi, ma dipende anche dalla durata dell'esposizione; da tale constatazione nasce il concetto di "dose", definito come il prodotto della concentrazione dei sedimenti sospesi per il tempo di esposizione, e ad esso si fa riferimento per la valutazione dei rischi potenziali per la vita acquatica indotti dai sedimenti sospesi (Newcombe & MacDonald, 1991). Una rassegna vasta e completa degli effetti dei sedimenti sospesi sugli organismi acquatici è stata compilata da Newcombe (1994; 1996), sulla base di numerosi dati bibliografici; tale autore ha redatto una scala di severità degli effetti (SE) in base alla loro gravità, secondo una classe di punteggio da 0 (nessun effetto) a 14 (effetto più grave), che possono essere riassunti dalla Tabella 4.6.4.2.

Il tempo di recupero spontaneo dell'ecosistema fluviale dipenderà, oltre che dall'entità dell'effetto subito, dal verificarsi di piene naturali in grado di ripulire l'alveo dal sedimento fine e dalla possibilità di ricolonizzazione spontanea da parte della fauna acquatica proveniente da ambienti laterali rimasti integri.

Per quanto riguarda invece l'ecosistema lacustre, nel caso di invasi interamente artificiali esso scomparirà completamente in seguito allo svuotamento; nel caso di laghi naturali ampliati si avrà invece la riduzione del bacino al preesistente specchio lacustre, che potrà garantire la sopravvivenza almeno di una parte della biocenosi lacustre, sia pure quantitativamente ridotta per il minor spazio vitale disponibile. E' evidente che in questo secondo caso il tempo di recupero sarà più breve rispetto alla situazione di un invaso completamente artificiale, nel quale invece il ripristino della biocenosi potrà avvenire solo in un periodo lungo e, per quanto riguarda i pesci, richiederà con tutta probabilità interventi di supporto.

Tabella 4.6.4.2: classi di severità degli effetti (SE) dei sedimenti sospesi sui pesci (Newcombe, 1996)

Classe di severità dell'effetto (SE)	Descrizione dell'effetto
EFFETTI COMPORAMENTALI	
0	Nessun effetto deleterio osservato.
1	Reazione di allarme; aumento della frequenza dei colpi di tosse per eliminare i sedimenti ingeriti dalla cavità boccale.
2	Abbandono delle zone di rifugio.
3	Si innesca una risposta di evitamento ai sedimenti sospesi; intervengono modificazioni nel comportamento di nuoto.
4	Diminuisce la frequenza di alimentazione (p. e. si verificano interferenze nella predazione a vista a causa della torbidità dell'acqua).
EFFETTI SUBLETALI	
5	Leggero stress fisiologico; aumento della frequenza dei colpi di tosse o della respirazione, o entrambi.
6	Moderato stress fisiologico.
7	Moderata degradazione dell'habitat; alterazione del comportamento migratorio e dell'orientamento.
8	Severi stress fisiologici e lesioni istologiche (abrasioni epiteliali); modifiche del comportamento tipiche di situazioni ad elevato stress; i comportamenti manifestano cambiamenti avvenuti a livello fisiologico.
9	Tasso di crescita ridotto, interferenze nello sviluppo di uova (p.e. ricopertura delle stesse) ed embrioni.
EFFETTI LETALI	
10	Mortalità compresa tra lo 0 e il 20%; aumenta il tasso di mortalità dovuto alla predazione.
11	Mortalità compresa tra il 20% e il 40%; riduzione nelle dimensioni della popolazione o danni all'habitat o entrambi.
12	Mortalità compresa tra il 40% e il 60%.
13	Mortalità compresa tra il 60% e il 80%
14	Mortalità compresa tra il 80% e il 100%
EFFETTI SOVRALETALI	
>14	Danni catastrofici all'habitat per i pesci

4.6.5 Analisi degli Impatti Attesi e Ipotesi di Mitigazione

In questo paragrafo sono analizzati nel dettaglio e discussi gli impatti specifici, individuati per il progetto di captazione tra quelli potenziali generici presentati nel capitolo precedente; per ciascuno di essi sono indicate le misure di mitigazione più opportune.

4.6.5.1 Fase di Cantiere

La cantierizzazione di un'opera così imponente che interessa un alveo fluviale, necessita inevitabilmente una serie di interventi preparatori che coinvolgono a suo malgrado l'habitat acquatico e di conseguenza le biocenosi in esso presenti.

In particolare le opere che coinvolgono direttamente l'alveo fluviale sono:

- la realizzazione della pista di cantiere che arriva alla quota di 889 m s.l.m. ed intercetta l'alveo, per l'accesso dei mezzi di cantiere sul fondo della forra con il relativo attraversamento del T. Sessera;
- la posa della condotta in Calcestruzzo per lo smaltimento delle portate di piena (tombamento) e per il by-pass delle acque del T. Sessera nei pressi dell'area di cantiere in alveo;
- la posa dell'avandiga in massi ciclopici con il materiale di risulta;
- lo scavo dell'alveo;
- le gettate delle fondamenta e del basamento della diga;
- la rimozione del tombamento del torrente a monte a struttura ultimata;
- lo svuotamento del lago esistente e realizzazione di una tura provvisoria sul T. Dolca e sul T. Sessera a monte della diga esistente, per deviare le acque e permettere il parziale smantellamento della vecchia diga;
- la realizzazione di una piattaforma ponte sul T. Sessera presso la centrale idroelettrica Piancone I, che ospiterà la stazione di partenza della teleferica e del trenino per la realizzazione della nuova condotta forzata.

Per una più dettagliata descrizione delle operazioni previste per la fase realizzativa dell'opera si rimanda alla relazione tecnica e di progetto e alle relative tavole.

In generale, per quanto riguarda la tempistica dei lavori, si può indicare come **periodo da evitare per i lavori in alveo quello tra dicembre e marzo**; in questo periodo infatti ha luogo la riproduzione della trota fario e avviene lo sviluppo embrionale delle uova deposte, che rappresentano le fasi più vulnerabili del ciclo vitale di questa specie.

4.6.5.1.1 Realizzazione di attraversamenti del corso d'acqua per le piste di accesso ai cantieri, deviazione delle acque dalle aree di cantiere ed esecuzione di lavori all'interno dell'alveo

Per raggiungere l'area di cantiere in alveo sarà realizzata una pista di accesso in corrispondenza del punto sul quale sorgerà il basamento della nuova diga. Inoltre tale accesso è necessario per la preliminare realizzazione della condotta sotterranea che intomberà il T. Sessera a monte e permetterà la diversione delle acque di piena.

Durante la realizzazione della nuova diga, quella esistente svolgerà ancora la sua funzione, trattenendo le acque; pertanto, predisponendo una opportuna condotta, anche provvisoria, che permetta di far transitare il DMV, attualmente rilasciato, oltre le aree coinvolte dal cantiere, by-passando completamente il tratto di torrente frapposto, consentirà di lavorare in alveo senza intorbidire le acque evitando di generare strasporto di solidi sospesi a valle.

Prima di mandare in asciutta il segmento di alveo di circa 300 metri a valle della diga esistente, dovrà essere predisposta, in accordo con gli uffici faunistici preposti della Provincia di Biella il recupero della fauna ittica eventualmente presente, trasportandola a valle in altro luogo sempre lungo l'asta del T. Sessera.

L'impatto previsto in questo modo verrà notevolmente attenuato e l'unica componente ambientale a risultare danneggiata sarà la fauna macrobentonica, caratterizzata comunque da tempi di ricolonizzazione spontanea relativamente veloci.

Il rischio maggiore durante questa fase è comunque legato alla generazione di torbidità (che potrà essere evitata) e allo sconvolgimento dell'ambiente acquatico, comunque destinato ad una profonda trasformazione, in quanto una volta entrato in funzione il nuovo sbarramento, verrà completamente sommerso.

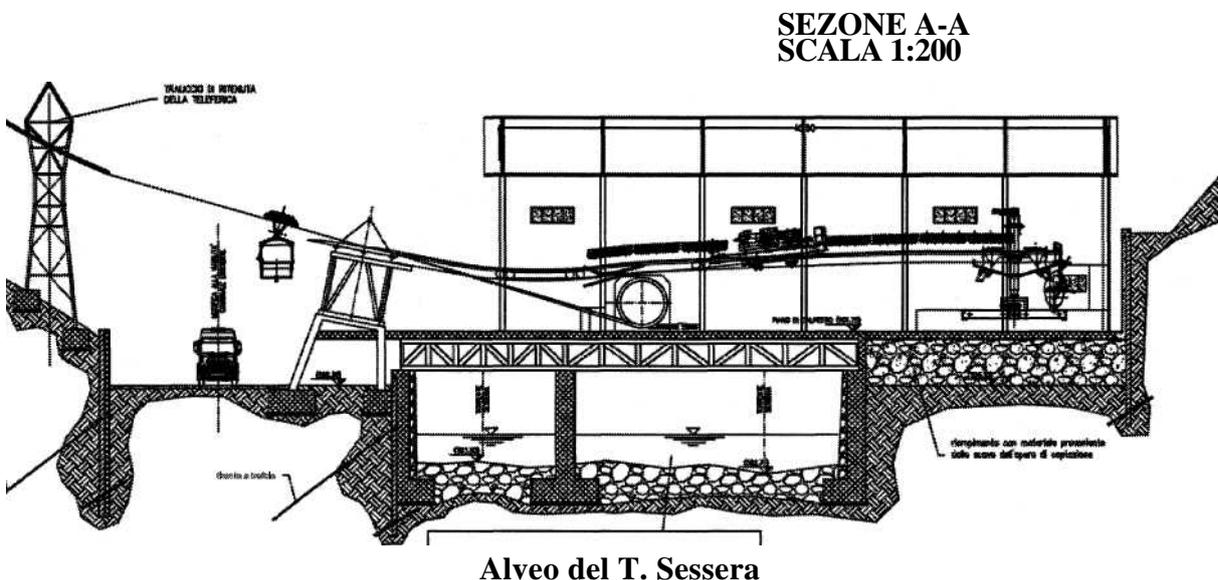
Si prevede un impatto elevato ma reversibile riguardo alla fauna macrobentonica, nullo riguardo alla fauna ittica e nullo riguardo al trasporto solido a valle (torbidità delle acque).

Per la realizzazione della piattaforma sul T. Sessera presso la centrale del Piancone I, si renderà necessario intervenire direttamente all'interno dell'alveo fluviale per la posa dei pilastri di sostegno e il rinforzo delle sponde già ora artificiali. Tali operazioni dovranno essere condotte tenendo presente che i lavori in alveo dovranno essere effettuati evitando di deviare completamente il corso del torrente, garantendo costantemente, a valle del punto in cui essi si svolgono, la presenza di un deflusso d'acqua sufficiente alla sopravvivenza delle biocenosi. Per la posa dei pilastri e il rinforzo delle sponde si renderà necessaria una parziale deviazione del flusso d'acqua verso una sponda per permettere la realizzazione di una metà dell'opera e successivamente la deviazione sarà spostata per il completamento delle opere. In ogni caso prima di questa operazione di

diversione si renderà necessario predisporre il recupero dei pesci nel tratto da asciugare (seppur breve), in accordo con gli enti competenti (Ufficio Pesca della provincia di Biella). Si tratta comunque di un **impatto lieve, temporaneo e reversibile a breve termine**, se si effettua il recupero della fauna ittica presente e la sua successiva reintroduzione; la fauna macrobentonica provvedere spontaneamente a ricolonizzare la porzione di alveo asciugata; inoltre la diversione parziale delle acque permette di limitare l'incremento del trasporto solido (torbidità) verso valle.

Le operazioni descritte ovvero, lo scavo in alveo per la parziale deviazione dell'acqua e per le fondamenta dei pilasti, implicano inequivocabilmente la necessità di eseguire lavori in alveo con mezzi meccanici e la conseguente movimentazione di porzioni di substrato e di fondo dell'alveo. Per minimizzare il problema del trasporto solido dovuto al sommovimento dell'alveo sarà opportuno far sì che l'acqua fluente da monte bypassi interamente la zona di alveo interessata dai lavori, in modo da ridurre, quanto più possibile, il quantitativo d'acqua che, scorrendovi attraverso, porta in sospensione il materiale fine. Questo tipo di **impatto è temporaneo e reversibile a breve termine**; la torbidità infatti cesserà al termine dei lavori e l'eventuale deposito di sedimento fine potrà essere dilavato naturalmente dalla prima morbida.

Figura 4.6.5.1 estratto dalla tavola cantierizzazione per la realizzazione della piattaforma ponte sul T. Sessera presso la centrale Piancone I



4.6.5.1.2 *Sversamento di sostanze inquinanti nel corso d'acqua*

Per evitare il rischio di sversamento accidentale di sostanze pericolose per l'ambiente durante la fase di cantiere, il rifornimento dei mezzi di lavoro con carburanti e lubrificanti dovrà avvenire ad una distanza dal corso d'acqua tale per cui un'eventuale perdita non vi possa giungere o consenta il tempo necessario ad intervenire con gli appositi kit contenitivi (sepioliti o zeoliti) e in ogni caso in aree appositamente attrezzate con superfici impermeabilizzate e dotate di capacità contenitiva di eventuali perdite o sversamenti accidentali. In caso di uso di cemento e calcestruzzo, **dovrà essere evitato nel modo più assoluto che tali prodotti vengano a contatto con l'acqua prima di essere perfettamente solidificati**; a causa delle loro caratteristiche di elevata alcalinità essi risultano estremamente tossici per gli organismi acquatici. Questo tipo di **impatto è accidentale e temporaneo**; la reversibilità dipende dall'entità dell'impatto subito dalla biocenosi e dai corrispondenti tempi di recupero. Nel caso di un'eventuale moria catastrofica si può presumere che la comunità macrobentonica si ripristini spontaneamente nel giro di alcuni mesi, mentre per i pesci saranno necessari dei ripopolamenti.

4.6.5.1.3 *Svuotamento del bacino esistente*

Con la realizzazione della nuova diga, è previsto lo smantellamento del vecchio sbarramento e pertanto si renderà necessario lo svuotamento completo del lago, in questo modo si ripristineranno i vecchi alvei sommersi dei due torrenti; le specie ittiche reofile come la trota fario e lo scazzone non avranno alcun problema a riadattarsi alle condizioni reofile, mentre le eventuali altre specie limnofile (introdotte) andranno perse, dato che non esiste un bacino naturale preesistente in grado di conservare un volume minimo di acqua. Si prevede un **impatto rilevante e permanente** unicamente per le specie ittiche eventualmente introdotte, mentre per la fario e lo scazzone si prevede un **impatto poco rilevante e temporaneo**. Come misura di compensazione è possibile prevedere un ripopolamento di materiale ittico una volta invasato stabilmente il nuovo bacino.

4.6.5.2 *Fase di esercizio*

Di seguito sono riportati gli impatti attesi nella fase di esercizio che **sono tutti di tipo permanente** con indicate le relative ipotesi di mitigazione.

4.6.5.2.1 *Riduzione e banalizzazione dell'habitat fluviale*

La presenza di una captazione idrica lungo un corso d'acqua induce effetti che saranno differenti all'interno del tratto captato in relazione alle diverse morfologie fluviali, in particolare a livello di mesohabitat.

Nel caso specifico dalla Diga delle Mischie è già in atto un DMV pari a 312 l/s, imposto dall'ente concedente in fase di rinnovo concessione che è superiore del 20 % circa al valore di DMV di base calcolato (251 l/s); con il nuovo piano di gestione del nuovo bacino è stata

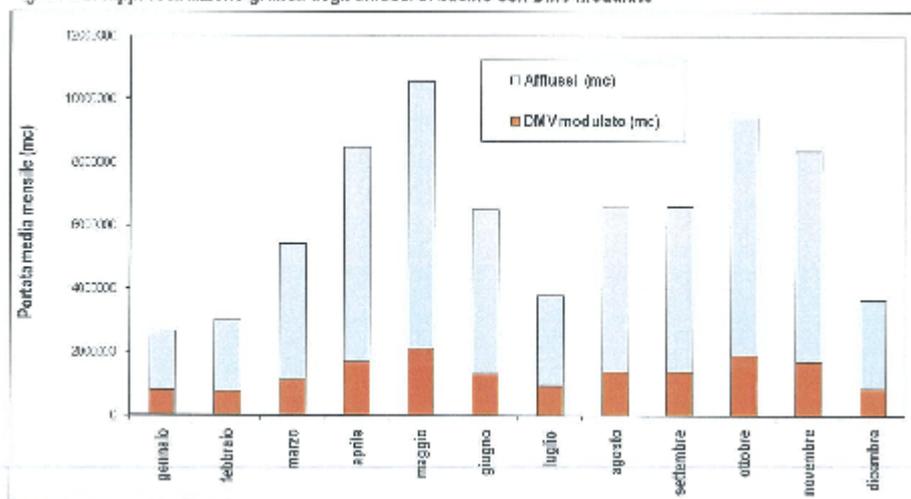
prevista la modulazione dei rilasci a valle della diga, integrando il DMV con il 20 % delle portate previste in ingresso al bacino secondo la tabella e il relativo grafico illustrati di seguito (Tabella 4.6.5.1 e Figura 4.6.5.2).

Tabella 4.6.5.1: volumi mensili in afflusso al bacino e relativo DMV con modulazione

Mese	AFFLUSS I (me)	(DMV modulato) (me)
GEN	2.649.079	824.947
FEB	2.999.159	784.285
MAR	5.435.579	1.143.049
APR	8.475.899	1695,140
MAG	10.589.786	2.113.957
GIU	8.501.834	1315.109
LUG	3.776.359	938.241
AGO	6.592,433	1392.045
SET	8.613.903	1372.374
OTT	9.442.884	1888.537
NOV	8.355.103	1708.819
DIC	3.637.191	858.073
Somma	75.049.209	16.010.357

Figura 4.6.5.2: rappresentazione grafica degli afflussi al bacino con DMV modulato

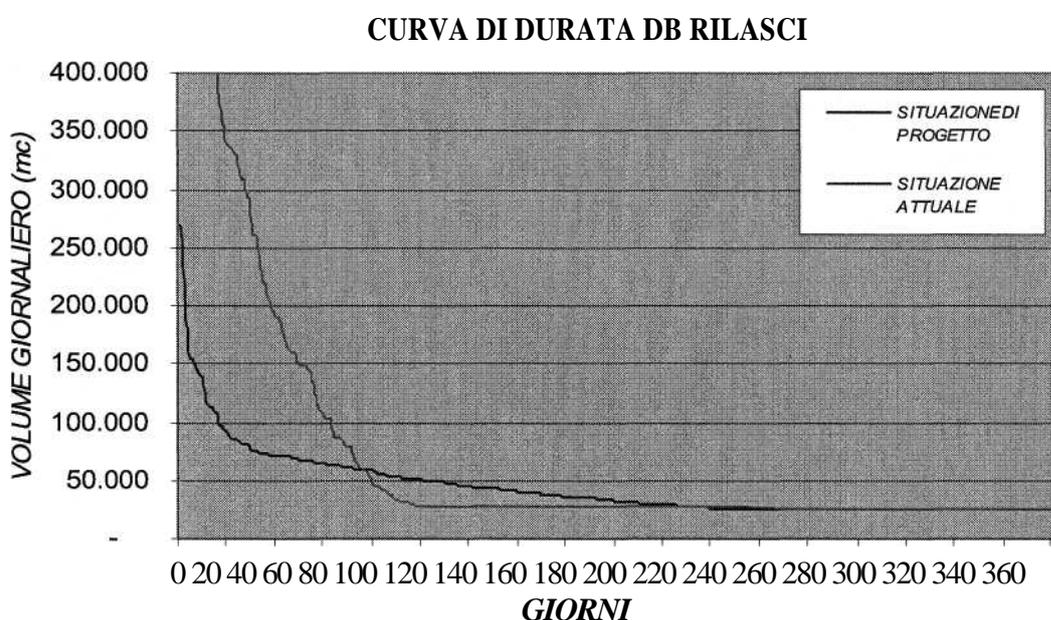
Figura 5-2: rappresentazione grafica degli afflussi al bacino con DMV modulato



Il nuovo scenario (DMV con modulazione al 20 % degli afflussi alla diga) rappresenta sicuramente un fattore migliorativo delle condizioni idrologiche del tratto compreso tra la nuova diga e il Piancone rispetto alla condizione attuale, in quanto, aumentano i volumi rilasciati come DMV e soprattutto viene ripristinata una variabilità stagionale nelle portate, attualmente assente.

Se osserviamo la curva di durata dei rilasci (Figura 4.6.5.3) con il confronto tra la condizioni attuale (stato di fatto) e quella di progetto, si può apprezzare il fattore positivo dell'aumento progressivo delle portate rilasciate con il DMV modulato, anche se nel complesso verranno a mancare i volumi derivanti dagli sfiori, per effetto della maggiore capacità di accumulo del nuovo bacino.

Figura 4.6.5.3: curva di durata dei rilasci a valle della diga



Inoltre la porzione del bacino residuo compreso tra la diga e il Piancone I ha una superficie di circa 15.6 km² e il contributo specifico è pari a circa 50 l/s/km² nell'anno idrologico medio, ciò ci permette di calcolare che mediamente in un anno tale tratto di T. Sessera potrà contribuire con una ulteriore portata pari a 780 l/s (Qmedia annua).

Nel complesso, si prevede, pertanto, un impatto nettamente positivo e migliorativo rispetto alla situazione attuale, già alterata dal punto di vista idrologico.

In ogni caso, data la conformazione valliva stretta, con pareti scoscese, tratti spesso inforati e pendenze accentuate a valle della diga, (morfologia che influenza la distribuzione delle unità morfologiche all'interno dell'alveo, dove sono ben rappresentate le *pool* e gli *step pool*, intervallati da *cascade* e brevi *riffle*), è possibile affermare che il torrente possiede discrete capacità conservative dell'habitat fluviale e che il DMV previsto è più che sufficiente a

garantire adeguati spazi per la sopravvivenza delle biocenosi fluviali, nella fattispecie, trote fario e fauna macrobentonica. Inoltre la modulazione stagionale dei rilasci ripristina, anche se attenuata, la naturale variabilità stagionale che caratterizza i corpi idrici, fattore che risulta importante per la regolazione e il corretto compimento dei cicli biologici delle diverse biocenosi presenti.

4.6.5.2.2 *Diminuzione della capacità di autodepurazione e diluizione degli inquinanti*

La qualità biologica delle acque nei tratti dei torrenti a monte del lago oggetto delle indagini risulta attualmente in buone condizioni, in quanto dallo studio della comunità macrobentonica e dall'applicazione dell'indice IBE emerge un'"ambiente non inquinato o comunque non alterato"; anche i parametri chimico-fisici misurati non evidenziano alcuna criticità. Riguardo alla riduzione della capacità autodepurativa a valle del rilascio del DMV non si prevede alcuna variazione rispetto allo stato di fatto in quanto già oggi è garantito un DMV di base uguale a quello previsto dalla nuova diga.

Pertanto, considerata anche l'assenza di insediamenti antropici nel bacino sotteso, non si prevede un'alterazione futura dello stato di qualità delle acque dei corpi idrici interessati dalla nuova opera.

4.6.5.2.3 *Diminuzione della capacità di omeostasi termica*

L'ampliamento del lago esistente, aumentando la capacità d'invaso e di conseguenza le profondità medie e massima senza variare le portate in concessione, potrà favorire l'aumento del tempo di ricambio delle acque e la possibile formazione di stratificazioni termiche nei periodi più caldi, come già oggi avviene.

In ogni caso il bacino si trova in un contesto territoriale di tipo alpino ad una quota intorno ai 1000 m s.l.m., con versanti vallivi scoscesi che forniscono un certo grado di protezione dall'irraggiamento solare diretto; dovrebbe essere pertanto evitato un eccessivo riscaldamento delle acque. La possibile stratificazione delle acque garantirà la presenza di zone più fredde presso il fondo del bacino, idonee alla sopravvivenza dei Salmonidi anche in caso di eventuali temperature elevate presso la superficie.

In ogni caso, dato che in passato non sono stati segnalati problemi alla comunità ittica lacustre derivanti da eccessivi innalzamenti termici, è ragionevole pensare che con l'ampliamento del lago la situazione non solo non cambi in peggio, ma possa al limite migliorare, in quanto un volume d'acqua maggiore ha maggiori capacità di contrastare le variazioni termiche.

In inverno vi è la possibilità di formazione di ghiaccio sulla superficie del lago, fattore che non pregiudica la presenza di fauna ittica.

Anche a valle della diga **non si prevede alcun impatto** rispetto a quanto già oggi accade dato che il DMV rilasciato dalla nuova diga sarà incrementato con la modulazione al 20 % degli afflussi al bacino rispetto a quanto avviene attualmente (DMV non modulato).

Si prevede pertanto un **impatto positivo** rispetto alla condizione attuale, per quanto riguarda il problema dell'omeostasi termica.

4.6.5.2.4 *Hydropeaking*

Le modalità di gestione dell'impianto per lo sfruttamento idroelettrico non cambiano rispetto a quanto avviene ora, in quanto non vengono modificate le portate in concessione e le modalità di funzionamento della centrale esistente, attiva solamente nelle ore diurne per gli usi industriali; a valle della centrale del Piancone I le acque turbinate potranno essere restituite in alveo (T. Sessera), o venire deviate e modulate nella nuova condotta forzata in progetto, per essere destinate ai nuovi utilizzatori fuori bacino (irriguo e potabile). In questo modo il fenomeno *deWhydropeaking* verrebbe a verificarsi unicamente nel brevissimo tratto di torrente (poche decine di metri) tra la derivazione del Piancone II e il rilascio di Piancone I (situazione pari allo stato di fatto); mentre durante il periodo irriguo le acque verrebbero indirizzate verso la nuova condotta forzata e il fenomeno hydropeaking non si verificherebbe più. **Si prevede un impatto positivo** rispetto allo stato di fatto a valle della centrale, in corrispondenza della diversione delle portate durante gli attingimenti irrigui, che ridurrà l'entità delle oscillazioni di portata.

4.6.5.2.5 *Interruzione della percorribilità dell'alveo da parte dei pesci*

Rispetto allo stato di fatto la realizzazione della nuova diga non apporta alcuna variazione riguardo alla percorribilità dell'alveo, già oggi interrotta dalla diga esistente. In ogni caso, in conseguenza alla conformazione della morfologia fluviale immediatamente a valle della diga delle Mischie, sono presenti delle impercorribilità naturali quali cascate e salti d'acqua su roccia, che impediscono di fatto la risalita della fauna ittica; si ritiene pertanto non necessaria la realizzazione di un passaggio per pesci. **E' previsto un impatto nullo.**

4.6.5.2.6 *Lacustrizzazione del corso d'acqua*

Si tratta dell'interferenza più evidente generata sui corsi d'acqua dal tipo di impianto in progetto. Nella zona interessata dal fenomeno di lacustrizzazione, valutata in circa 2 km a monte della nuova diga sul T. Sessera e in circa 1.7 km sul T. Dolca, si può prevedere che le biocenosi fluviali si potranno modificare con l'insediamento di specie a maggiori attitudini limnofile rispetto a quelle reofile. Questo fenomeno è peraltro già osservabile oggi, data l'esistenza del bacino delle Mischie, che di fatto ha lacustrizzato, ormai da quasi 60 anni, circa 500 m di alveo dei torrenti Sessera e Dolca.

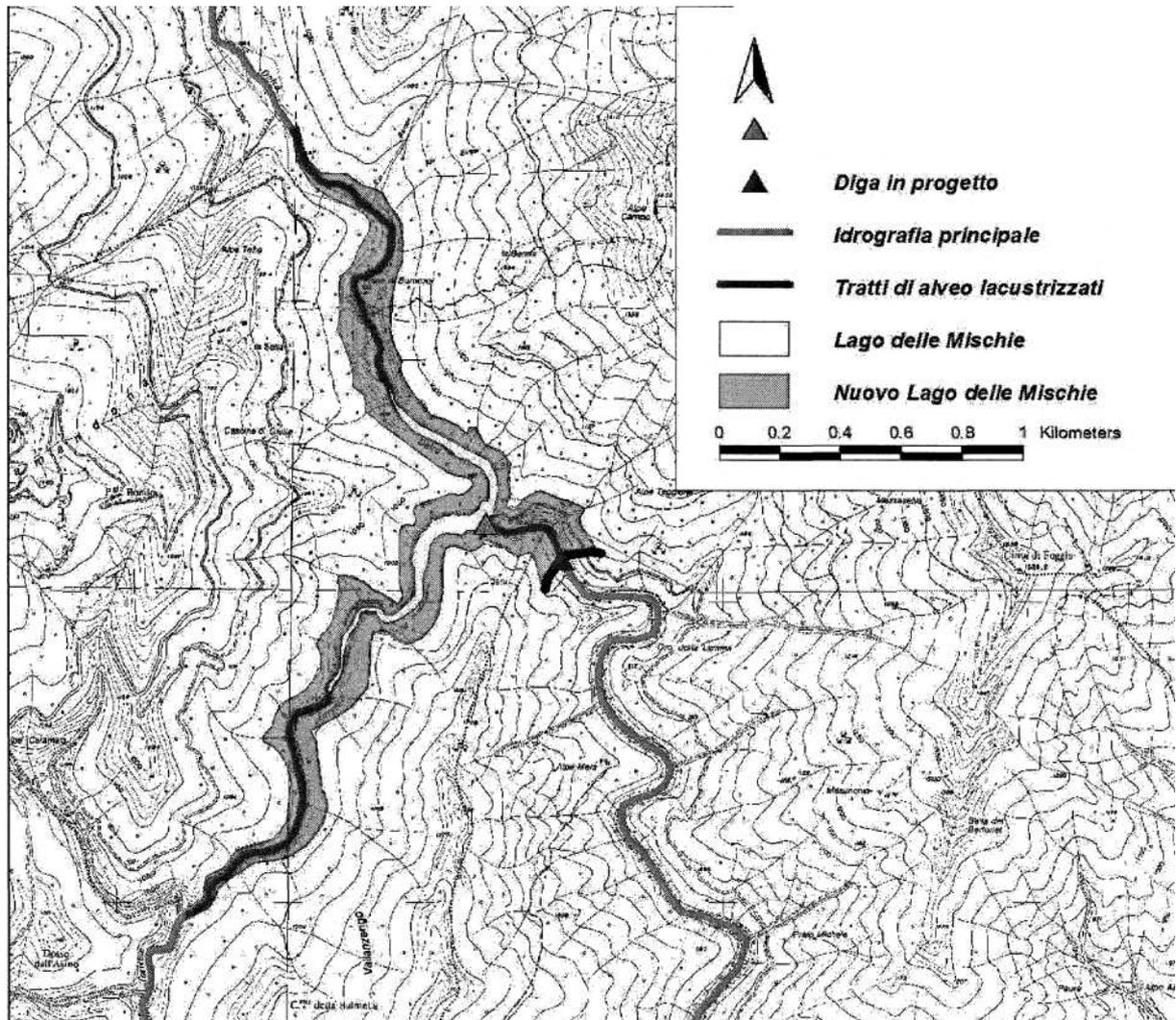
Data la vocazionalità ittica teorica e considerate le specie rinvenute durante i censimenti condotti nei tratti a monte dell'attuale lago, la vocazionalità ittica effettiva del lago rimarrà a Salmonidi, nello specifico a trota fario, accompagnata dallo scazzone (recentemente reintrodotta nel T. Dolca), che però colonizza solo sporadicamente gli ambienti lenticili.

Con la realizzazione della nuova diga, è previsto lo smantellamento del vecchio sbarramento e pertanto si renderà necessario lo svuotamento completo del lago, in questo modo si ripristineranno temporaneamente i vecchi alvei sommersi dei due torrenti; le specie ittiche reofile attualmente presenti, la trota fario e lo scazzone, non avranno alcun problema a riadattarsi alla nuova situazione transitoria. Con il riempimento del nuovo bacino ampliato, il lago potrà essere nuovamente colonizzato dalle specie naturalmente presenti nei torrenti, ovvero fario e scazzoni.

A fronte di queste considerazioni, in occasione di operazioni di svuotamento del nuovo bacino non si avranno perdite consistenti di fauna ittica.

L'impatto previsto è stimato **moderato e permanente** poiché la perdita di habitat fluviale e la sua lacustrizzazione oltre a quella già interessata dall'attuale lago è stimata complessivamente in soli 2500 m tra Sessera e Dolca; dal punto di vista faunistico e della vocazionalità ittica si prevede un **impatto lieve o moderato** data la possibilità di adattamento all'ambiente lacustre delle specie naturalmente presenti, maggiore per la trota fario, capace di colonizzare tutto il volume lacustre e minore per lo scazzone, che pur adattandosi ad ambienti lacustri predilige acque fresche, non troppo profonde, tipicamente litorali e per ciò vicine all'immissario. Inoltre data l'assenza di ostacoli alle migrazioni ittiche a monte del lago, i pesci potranno spostarsi lungo il torrente a mano a mano che le acque del lago cresceranno.

Figura 4.6.5.4 dettaglio del nuovo lago e dei tratti dei torrenti che verranno sommersi (lacustrizzati)



4.6.5.2.7 *Ingresso di fauna ittica nella condotta forzata*

È possibile che alcuni pesci possano transitare dall'opera di presa e di conseguenza nella condotta forzata e nella turbina, con il rischio di riportare lesioni mortali. Si tratti comunque di eventi rari e fortuiti, in quanto la velocità di corrente in prossimità della presa è moderata e del tutto sostenibile da pesci reofili. Tale impatto risulta inoltre nullo rispetto allo stato di fatto, dal momento che è già in funzione il vecchio impianto con stessa modalità di prelievo.

4.6.5.2.8 *Alterazione del trasporto solido*

La realizzazione di uno sbarramento fluviale con annesso bacino comporta una profonda alterazione del trasporto solido, in quanto si verifica una sedimentazione nell'invaso. Tale condizione è già in atto, data la presenza della vecchia diga.

Una parte dei solidi sedimentati può venir rimessa in circolo a valle dello sbarramento durante le operazioni di svaso o sfangamento e comunque si tratta della frazione più fine e leggera come il limo e la sabbia, mentre la frazione più grossolana come la ghiaia, i ciottoli e i massi sono destinati ad accumularsi sul fondo, se non rimossi meccanicamente. **Pertanto, rispetto allo stato di fatto si prevede un impatto nullo.**

4.6.5.2.9 *Operazioni di svaso, spurgo del bacino artificiale.*

Le manovre idrauliche che periodicamente il gestore della diga e del bacino devono mettere in atto per le operazioni di manutenzione degli scarichi di fondo e di esaurimento, nonché per il ripristino della capacità di invaso, se condotte senza particolari accorgimenti e controlli possono danneggiare seriamente gli habitat fluviali a valle della diga ed insieme ad essi le biocenosi presenti. L'elemento di criticità è rappresentato dalla presenza nelle acque scaricate di ingenti quantità di solidi sospesi (limo e sabbia).

Si prevedono pertanto impatti periodici di intensità medio alta, reversibili nel medio periodo, se durante le suddette operazioni non vengono attuati specifici accorgimenti e controlli.

A titolo di riferimento si può citare la tabella che riporta i valori di concentrazione media di solidi sospesi (g/l) da tenere in considerazione durante uno svaso in funzione degli obiettivi di tutela della comunità ittica fluviale nel corso d'acqua a valle del bacino (Regione Lombardia - Quaderni della ricerca - N° 90 luglio 2008); tale concentrazione dipende sia dalla durata dell'evento, che dalla vulnerabilità della comunità ittica presente nel tratto fluviale interessato da esso.

Tabella 4.6.5.2 concentrazioni in g/l dei solidi sospesi consigliati durante le operazioni di svaso a valle di bacini artificiali

Durata dello svaso	Pregio della comunità ittica nel corso d'acqua a valle del bacino			
	Assenza di vocazionalità ittica	Basso pregio ittico	Medio pregio ittico	Alto pregio ittico
Poche ore	50	30	20	10
1-2 giorni	30	20	10	5
1-2 settimane	10	5	3	1.5

Pertanto, per mitigare gli effetti sull'ecosistema acquatico saranno da mettere in atto una serie di accorgimenti, sia di tipo gestionale che di controllo, durante l'operazione (p.e. monitoraggio in tempo reale dei solidi sospesi per non superare le soglie critiche per gli organismi fluviali, accorgimenti tecnici per il controllo delle portate in ingresso al bacino e per la diluizione di quelle in uscita, verifica degli impatti con indagini biologiche pre e post-svaso).

Il momento più opportuno per eseguire lo spurgo è da ricercarsi nei periodi di elevata disponibilità idrica per aumentare la capacità di diluizione; sono da evitare invece i periodi di magra per la concomitanza con momenti di maggiore vulnerabilità dell'ecosistema e i giorni di precipitazioni intense, durante le quali potrebbe risultare impossibile il controllo del dilavamenti del sedimento nel bacino, con il rischio di picchi di elevata torbidità.

A titolo di compensazione, a fine attività è possibile intervenire con ripopolamenti di adeguate quantità di materiale ittico per integrare le eventuali perdite. Tali interventi dovranno essere effettuati a distanza di qualche mese (almeno 3 dalla ripulitura del substrato di fondo) dallo svaso, per permettere alla comunità macrobentonica, la principale fonte di alimentare per la fauna ittica, di ripristinarsi autonomamente.

4.6.6 Conclusioni valutative

Sulla base dei rilievi effettuati e delle considerazioni proposte nei capitoli precedenti, si possono trarre le conclusioni di seguito riportate, relativamente agli impatti presunti della prevista captazione.

- Il progetto intende ampliare il bacino artificiale esistente realizzando, circa 300 metri a valle dell'attuale diga, un nuovo sbarramento con una quota di massima regolazione posta a 951 m s.l.m., rispetto alla attuale 911 m s.l.m., alzando il livello del lago di 40 m.
- I valori della concessione del nuovo impianto non varieranno rispetto a quelli attuali e la centrale idroelettrica Piancone I continuerà a funzionare allo stesso modo. Inoltre l'attuale deflusso minimo rilasciato dalla diga, pari a 312 l/s, oltre ad essere garantito, con il nuovo piano di gestione, verrà integrato con una modulazione pari al 20 % degli afflussi al bacino.

Fase di cantiere

- Gli impatti in fase di cantiere saranno principalmente a carico del breve tratto di alveo compreso tra la diga esistente e l'area dove sorgerà il nuovo sbarramento, in quanto per evitare il trasporto solido e la torbidità delle acque durante le fasi di lavoro in alveo, il rilascio del DMV avverrà a valle delle zone interessate, tramite la posa di una condotta di by-pass provvisoria. Inoltre è prevista la realizzazione di una condotta per lo smaltimento delle portate di piena che potrebbero verificarsi a valle della diga esistente, che racchiuderà parte dell'alveo e passerà sotto il basamento della diga esistente.
- L'impianto dei cantieri e l'inizio delle operazioni in alveo saranno precedute da un recupero della eventuale fauna ittica presente nel segmento di T. Sesslera interessato con spostamento degli individui catturati. In questo modo gli impatti previsti saranno lievi e limitati al solo sconvolgimento di circa 300 di habitat fluviale e alla perdita - reversibile - di fauna macrobentonica. Tale tratto inoltre, a impianto ultimato, verrà completamente sommerso.
- Un'altra area di cantiere che interessa l'alveo del T. Sesslera sarà ubicata nei pressi della centrale del Piancone I, dove verrà ampliato il ponte esistente, creando una piattaforma che ospiterà la stazione di partenza per la teleferica e per il trenino per lo scavo del tunnel della nuova condotta. Gli impatti previsti saranno lievi e comunque reversibili, se verranno applicate le indicazioni e le prescrizioni indicate.

Fase di esercizio

Data l'esistenza della diga delle Mischie, la realizzazione di un nuovo sbarramento che amplia e sostituisce il precedente, introduce pochi elementi di novità perturbativi dell'ecosistema acquatico, rispetto allo stato di fatto.

Gli unici elementi che generano degli impatti ritenuti peggiorativi sono riferiti alla perdita di circa 2,5 km di habitat fluviale, ripartiti tra il T. Sessera e il suo affluente di destra idrografica T. Dolca, in quanto con l'innalzamento delle acque dell'attuale lago si verificherà una ulteriore sommersione e lacustrizzazione degli alvei. Il fenomeno implica che la fauna ittica presente, esclusivamente trota fario (*Salmo trutta trutta*) e scazzone (*Cottus gobio*), possa colonizzare le acque lacustri o risalire verso monte, in quanto non sono stati riscontrati ostacoli alle migrazioni ittiche. Pertanto si prevede un impatto poco significativo, anche se permanente.

Altro elemento di criticità riscontrato, anche in questo caso non nuovo in considerazione dell'impianto in essere, sono i possibili danni provocati dalle operazioni di svaso o di spurgo del bacino, che se eseguite senza gli accorgimenti indicati possono essere molto dannose per l'ambiente acquatico e per le biocenosi ospitate sia legate al macrobenthos che alla fauna ittica a valle della diga.

In generale, per i diversi elementi dell'ecosistema si prevedono impatti nulli e un alcuni casi positivi rispetto allo stato di fatto, in particolare a carico del T. Sessera a valle della diga, dato che il DMV di base (costante) attualmente rilasciato non verrà modificato e in più verrà incrementato con una modulazione pari al 20 % degli afflussi in arrivo al bacino per un volume complessivo annuo pari a 16 milioni di m³.

pertanto si possono prevedere impatti positivi o nulli relativi alle seguenti tipologie:

- l'alterazione dell'omeostasi termica;
- la banalizzazione e la riduzione dell'habitat acquatico;
- la capacità di diluizione degli inquinanti e di autodepurazione delle acque;
- Alterazione della naturale variabilità stagionale delle portate.

Anche per le altre componenti ambientali non si prevedono impatti sostanzialmente diversi da quanto avviene già allo stato di fatto:

- il rischio di ingresso della fauna ittica nella condotta forzata;
- l'alterazione del trasporto solido;
- Interruzione della percorribilità ittica, che oltre ad essere interrotta dalla diga esistente, è nulla anche in condizioni naturali per effetto della morfologia fluviale a valle delle opere.

4.6.7 Bibliografia

AA. W., 2000. *I.F.F. Indice di Funzionalità Fluviale*. Manuale ANPA / 2000, 223 pp.

Ai-Lami ALI A., Jaweir H.J. & Nashaat M.R., 1998. Benthic invertebrate community of the river

Euphrates upstream and downstream sectors of Al-Qadisia dam, Iraq. *Regulated Rivers: Research & Management* 14: 383-390.

Armitage P.D., 1984. Environmental changes induced by stream regulation and their effect on lotic macroinvertebrate communities, in *Regulated Rivers. Proceedings of the Second International Symposium on Regulated Streams*, Lillehammer A. & Saltveit S.J. Eds., Universitetsforlaget, Oslo, 139-166.

Calows P. & Petts G., 1992. *The Rivers Handbook. Hydrological and Ecological Principles*, Vol.1, Blackwell Scientific Publications, Oxford. 526 pp.

Comoglio C, 1999. Proposta di linee guida per la predisposizione dei dossier di compatibilità ambientale dei prelievi idrici da corsi d'acqua naturali. Regione Piemonte, Direzione Pianificazione delle Risorse Idriche, Torino, 456 pp.

Cushman R.M., 1985. Review of Ecological Effects of Rapidly Varying Flows Downstream from Hydroelectric Facilities. *North American Journal of Fisheries Management*, 5: 330-339.

Gore J.A. & Petts G.E., 1989. *Alternative in Regulated River Management*. CRC Press, Inc., Boca Raton, Florida. 344 pp.

Gregoire A.M. & Champeau A.M., 1984. Physico-chemical parameters of a regulated river: the Verdon (France), in *Regulated Rivers. Proceedings of the Second International Symposium on Regulated Streams*, Lillehammer A. & Saltveit S.J. Eds., Universitetsforlaget, Oslo, pp 41-52.

Hadderingh R.H. & Jager Z., 2002 Comparison of fish impingement by a thermal power station with fish population in the Ems Estuary. *Journal of Fish Biology*, **61(Suppl. A)**: 105-124.

Harris R.R., Risser R.J. & Fox C.A., 1985. A Method for Evaluating Streamflow Discharge - Plant Species Occurrence Patterns on Headwater Streams, in *Riparian ecosystems and their management: reconciling conflicting uses. First North American riparian conference*, Tucson, Az. Gen. Tech. Rep. RM-120. Fort Collins, CO, USDA, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, pp 87-90.

Humphrey J.H., Hunn R.C. & Bradford Shea G., 1985. Hydraulic Characteristics of Steep Mountain Streams During Low and High Flow Conditions, and Implications for Fisheries Habitat. In the *Proceedings of the Symposium on Small Hydropower and Fisheries*, 1-3 may 1985, Aurora, Colorado, Published by The American Fisheries Society, pp 207-214. Lillehammer, 1985.

Nagle D.G. & Morgan Jr J.T., 2000 A draft regulatory framework for analysing potential adverse environmental impact from cooling water intake structures *Environm. Science & Policy*, 3 (2000): ix-xiv.

Newcombe C.P. & MacDonald D.D., 1991. Effects of suspended sediments on Aquatic Ecosystems. *North American Journal of Fisheries Management* **11**: 72-82.

Newcombe C.P., 1994. *Suspended Sediment in Aquatic Ecosystem: III Effects as a Function of Concentration and Duration of Exposure.* Habitat Protection Branch. British Columbia Ministry of Environment, Land and Parks. Victoria, British Columbia, Canada, 298 pp.

Newcombe C.P., 1996. *Channel Sediment Pollution: A Provisional Fisheries Field Guide for Assessment of Risk and Impact.* Habitat Protection Branch. British Columbia Ministry of Environment, Land and Parks. Victoria, British Columbia, Canada, 59 pp.

Ovidio M., Paquer F., Capra H., Lambot F., Gerard P., Dupont E. & Philippart J.C., 2004.

Effects of a micro hydroelectric power plant upon population abundance, mobility and reproduction behaviour of European Grayling *T. thymallus* and brown trout *S. trutta* in a salmonid river. In *Proceedings of the Fifth International Symposium on Ecohydraulics, Aquatic Habitats: Analysis and Restoration* (Eds, D. Garcia de Jalon Lastra and P. Vizcaino Martinez). September 2004, Madrid, Spain, Voi A: 5-62.

Parasiewicz P., Schmutz S. & Moog O., 1996. The effect of managed hydropower peaking on the physical habitat, benthos and fish fauna in the Bregenzerach, a nival 6th order river in Austria. *Proceedings of the second IAHR Symposium on Habitat Hydraulics*, Ledere et al. eds., Ecohydraulics 2000, Quebec: 685-697.

Pett G.E., 1984. *Impounded Rivers. Perspective for ecological management.* Environmental Monographs and Symposia. John Wiley & Sons, 326 pp.

Saltveit S.J., Brittain J.E. & Lillehammer A., 1987. Stoneflies and river regulation - a review in *Regulated Streams; Advances in Ecology*, Craig J.F. & Kemper J.B. Eds., Plenum Press, pp 117-130.

Van Winkel W., 2000. A perspective on power generation impacts and compensation in fish populations *Environm. Science & Policy*, 3 (2000): S425-S431.

Vannote R.L., Minshall G.W., Cummins K.W., Sedore J.R. & Cushing C.E., 1980. The River Continuum Concept. *Can. J. fish. Aquat. Sci.* 37: 130-137.

Vismara R., 1988. *Ecologia applicata.* Editore Ulrico Hoepli, Milano, 694 pp.