

REGIONE PIEMONTE
Provincia di Cuneo
COMUNE DI ALBA

**IMPIANTO IDROELETTRICO
SUL FIUME TANARO
NEL COMUNE DI ALBA**

PROGETTO DEFINITIVO

Elaborato n.

SA-4

"Relazione idrobiologica"

8 Luglio 2015

IL COMMITTENTE:

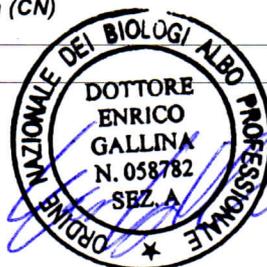
Tanaro Power S.p.A.

Via Vivaro 2
12051 - Alba (CN)

I TECNICI INCARICATI:

G.R.A.I.A. s.r.l.

GESTIONE E RICERCA AMBIENTALE ITTICA ACQUE
Via Repubblica, 1 - 21020 Varese (VA)
P.I. 10454870154



G. R. A. I. A. s.r.l.

Via Repubblica, 1
21020 VARIANO BORGHI (VA)
P. IVA - C.P. 10454870154

Alessandro Gallina

Regione Piemonte
Provincia di Cuneo
COMUNE DI ALBA

***IMPIANTO IDROELETTRICO CON SBARRAMENTO
FLUVIALE SUL FIUME TANARO NEL COMUNE DI ALBA***

Relazione Idrobiologica

IL COMMITTENTE:

**Tanaro Power S.p.A.
Via Vivaro 2
12051 – Alba (CN)**

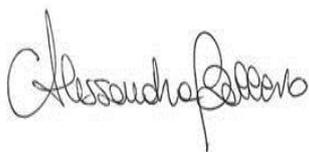
Relazione Idrobiologica Fiume Tanaro In Comune di Alba

Marzo 2015

AUTORI

DR. GAETANO GENTILI

G. R. A. I. A. s.r.l.
Via Repubblica, 1
21020 VARANO BORGHI (VA)
Partita I.V.A. N° 10454870154



DR.SSA ALESSANDRA BALLERIO

DR. ENRICO GALLINA



G · R · A · I · A



GESTIONE E RICERCA AMBIENTALE
ITTICA ACQUE

INDICE

1	PREMESSA	2
2	TRATTI DI INDAGINE	3
3	RISULTATI	6
3.1	DESCRIZIONE DELL' AMBIENTE INDAGATO	6
3.2	QUALITÀ CHIMICO-FISICA DELLE ACQUE	11
3.3	COMUNITÀ MACROBENTONICA	13
3.4	FAUNA ITTICA.....	17
4	ANALISI DEGLI IMPATTI POTENZIALI IN FASE DI CANTIERE E IN FASE DI ESERCIZIO	27
4.1	IMPATTI IN FASE DI CANTIERE	27
4.2	IMPATTI NELLA FASE DI ESERCIZIO.....	28
5	ANALISI DEGLI IMPATTI ATTESI E IPOTESI DI MITIGAZIONE	39
5.1	FASE DI CANTIERE.....	39
5.2	FASE DI ESERCIZIO	42
6	PASSAGGIO ARTIFICIALE PER PESCI	47
6.1	CONSIDERAZIONI SUL FUNZIONAMENTO ECOLOGICO DELLA RAMPA	49
7	CONCLUSIONI	50
8	ALLEGATO 1: METODICHE	51
8.1	PARAMETRI CHIMICO-FISICI DELLE ACQUE.....	51
8.2	PARAMETRI BIOLOGICI.....	53

1 PREMESSA

Nell'ambito di un progetto idroelettrico sul F. Tanaro In Comune di Alba, avente la traversa ubicata circa 200 m a monte dell'immissione del Torrente Cherasca, la Società GRAIA Srl è stata incaricata di effettuare delle indagini di tipo chimico-fisico e biologico sul fiume stesso nel tratto interessato dall'impianto e in due tratti fluviali più in basso.

L'attività ha previsto la caratterizzazione ecologica, secondo quanto indicato dal DM 260/2010, di due tratti fluviali, uno a monte e uno a valle della briglia esistente nell'area indicata.

Le indagini hanno previsto:

- Analisi della qualità chimico-fisica delle acque;
- Campionamento di macroinvertebrati e applicazione dell'Indice STAR_ICMi;
- Campionamento di fauna ittica e applicazione dell'Indice ISECI e dell'Indice Ittico.

Nel presente documento vengono esposti i risultati ottenuti da tali indagini oltre che la valutazione dei possibili impatti indotti dal progetto in esame sulle biocenosi fluviali.

L'impianto si compone di una traversa fluviale di tipo mobile ad assetto variabile costituita da una platea fissa in c.a. avente una quota in sommità di 152.00 m s.l.m., sormontata da uno sbarramento mobile a doppia falda completamente abbattibile, da una centrale realizzata in area golenale sinistra, da un canale di adduzione e da un canale di scarico. Sono inoltre previsti manufatti accessori quali la rampa di risalita per l'ittiofauna e le opere per la regimazione delle portate.

L'impianto prevede la derivazione di una portata massima di 100 mc/s, mentre per portate in arrivo inferiori a 15,9 mc/s o superiori a 300 mc/s non verrà effettuata alcuna derivazione.

L'impianto prevede un Deflusso Minimo Vitale di 8,5 mc/s, di cui 1,8 mc/s saranno utilizzati per l'alimentazione del passaggio per pesci.

L'estensione del tratto sotteso, compreso tra la traversa, i canali di adduzione alla centrale ed il canale di restituzione, sarà pari a circa 800 m.

2 TRATTI DI INDAGINE

Il progetto in esame si inserisce nell'ambito della costruzione di uno sbarramento fluviale volto alla derivazione ad uso idroelettrico.

Il punto di derivazione idrica individuato è localizzato circa 200 m a monte dell'immissione in Tanaro del Torrente Cherasca, in corrispondenza della periferia Est dell'abitato di Alba, mentre la restituzione delle portate derivate avviene circa 800 m a valle della presa.

La soluzione progettuale proposta prevede la realizzazione di un canale di adduzione in c.a. a sezione rettangolare, avente una lunghezza di circa 270 m, e di un canale di scarico a sezione trapezia con sponde rivestite in massi, avente una lunghezza complessiva pari a circa 430 m.

Di seguito si riporta una rappresentazione, su base ortofoto, dell'impianto in progetto, con indicazione dei principali elementi che caratterizzano l'impianto.

Figura 2-1: caratteristiche dell'impianto in progetto



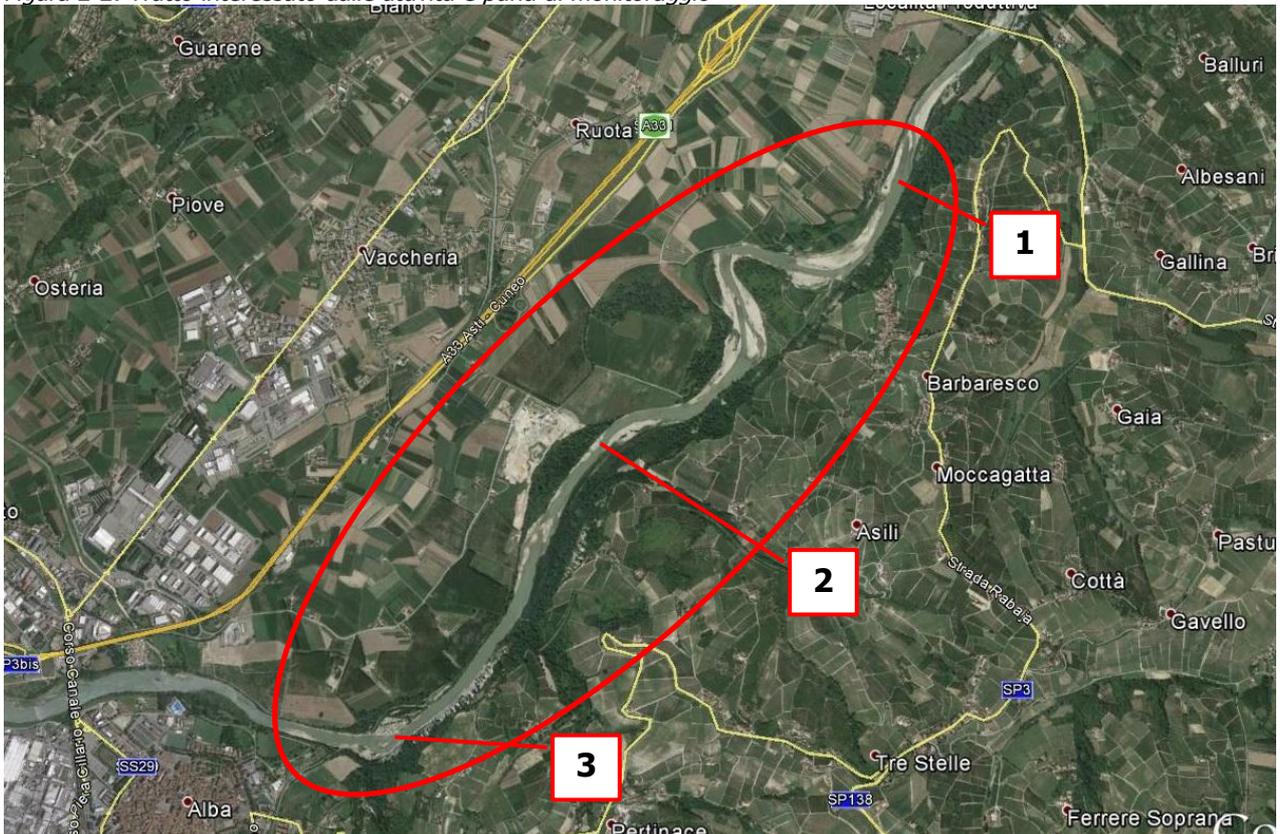
L'impianto è caratterizzato da un valore di produzione di energia nell'anno medio pari a 13.06 GWh.

Per una descrizione maggiormente dettagliata del progetto si rimanda alla "Relazione tecnica particolareggiata" fornita dal progettista.

Contestualmente alla realizzazione del progetto verrà realizzato un passaggio per pesci volto a ripristinare la connessione ecologica che verrebbe interrotta dalla realizzazione dello sbarramento.

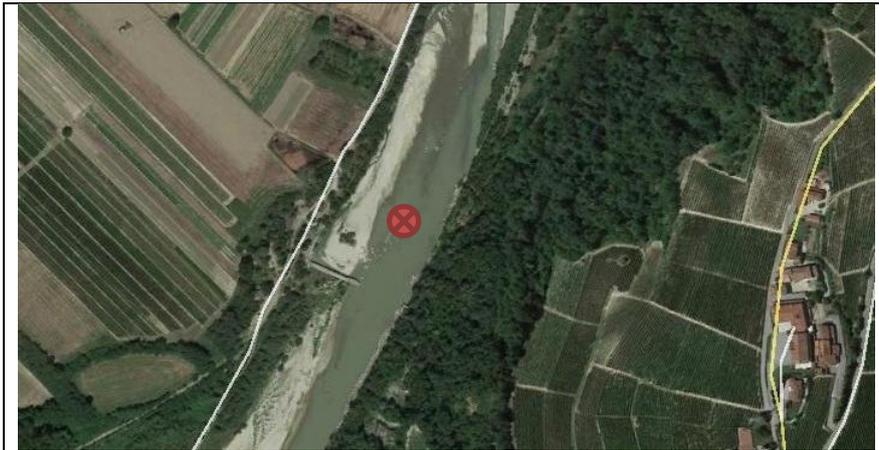
Nella mappa riportata qui di seguito è rappresentato il corso del Fiume Tanaro nell'area interessata dalle indagini su base cartografica Google Earth®.

Figura 2-2: Tratto interessato dalle attività e punti di monitoraggio

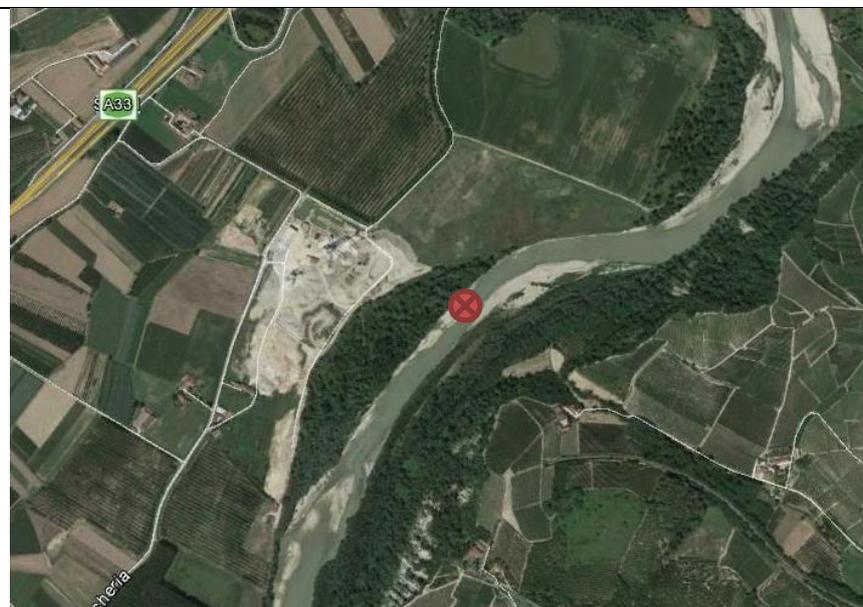


Nell'immagine seguente sono individuati nel dettaglio i punti di campionamento.

Figura 2-3: Localizzazione dei punti di campionamento da valle verso monte, su dettaglio della base cartografica sopra riportata



1) Valle sbarramento crollato, in Comune di Barbaresco



2) Tratto intermedio



3) Valle abitato di Alba, valle immissione T. Cherasca

3 RISULTATI

Nel presente capitolo sono riportati i risultati delle indagini svolte in data 2 marzo 2015.

3.1 DESCRIZIONE DELL'AMBIENTE INDAGATO

L'indagine sul F. Tanaro ha interessato tre tratti a valle dell'abitato di Alba, volti a caratterizzare le condizioni del corso d'acqua in questo tratto omogeneo. Le indagini sono state effettuate nell'ambito della realizzazione di due impianti di "Tanaro Power S.p.A."; uno in Comune di Barbaresco ed uno in Comune di Alba, insistenti in questo tratto omogeneo.

Al momento dell'indagine il fiume si presentava in condizioni di morbida. La condizione idrica, unita alla dimensione del fiume nel tratto in esame, ha reso difficoltose le operazioni di campionamento, soprattutto per quanto riguarda la rappresentatività del campionamento ittico, che è stato effettuato esclusivamente in prossimità delle rive, nei pressi dei principali rifugi.

Segue una descrizione dei diversi tratti, con opportuna documentazione fotografica.

3.1.1 TRATTO A VALLE DELLO SBARRAMENTO IN COMUNE DI BARBARESCO: TRATTO 1

La morfologia fluviale è dominata da una formazione a *run*, intervallata da ampi *riffle*. Il tratto è ramificato in due rami per una lunghezza di alcune centinaia di metri. Il crollo dello sbarramento ha lasciato in alveo le macerie, che formano un ostacolo al normale deflusso delle acque, e hanno determinato la diversificazione del tratto in due rami.

In questa posizione sono presenti rifugi principalmente costituiti da massi e macerie della traversa. Il substrato è grossolano, principalmente ghiaioso e ciottoloso, con presenza di spiagge di sabbia e limo nelle zone di sedimentazione.

Il trasporto solido di sedimento fine è particolarmente accentuato in questo fiume. Le acque si presentano molto torbide e la sedimentazione di sedimento fine è notevole.

In questo tratto l'alveo è inciso tra alte massicciate verticali in massi ciclopici non cementati, che proteggono entrambe le sponde. Queste artificializzazioni restringono l'alveo di piena, che in questo tratto corrisponde all'alveo di morbida.

Figura 3-1: tratto a valle dello sbarramento crollato. Sono presenti due rami separati da una barra ghiaiosa.



Figura 3-2: ramo secondario in sponda sinistra in cui è stato effettuato il campionamento ittico. Si nota la massicciata spondale



Figura 3-3: ramo principale, costituito da un ampio run con fondale prevalentemente ghiaioso. Si nota la massicciata anche in sponda destra idrografica.



3.1.2 TRATTO INTERMEDIO: TRATTO 2

Il tratto intermedio è caratterizzato dalla presenza di ampi run, intervallati da riffle in corrispondenza delle principali barre ghiaiose.

Il substrato di fondo è dominato dalla presenza di argille, tipiche del territorio dell'alto Monferrato. Questo sedimento presenta una granulometria molto fine, che rende le particelle che lo compongono adesive, compattando il sedimento che arriva talvolta a formare una superficie solida. L'alveo in questo risulta inciso, le sponde sono naturali e coperte da vegetazione arborea.

Sono presenti consistenti accumuli di legno morto in alveo, proveniente dall'erosione delle sponde. In questo tratto l'alveo di piena risulta molto più ampio, in quanto le arginature sono distanti dall'alveo bagnato.

Figura 3-4: tratto 2, costituito da un ampio run con fondale prevalentemente argilloso. Si notano le sponde boscate e moderatamente incise.



Figura 3-5: tratto 2, particolare della sponda, con accumuli di legno morto



3.1.3 TRATTO SUPERIORE, A VALLE DELL'ABITATO DI ALBA: TRATTO 3

Il tratto superiore, sito circa 500 m a valle dell'abitato di Alba, è caratterizzato dalla presenza di ampi run, intervallati da riffle in corrispondenza delle principali barre ghiaiose.

In questo tratto è presente una curva del fiume, che provoca un restringimento. La velocità di corrente aumenta considerevolmente per un breve tratto. Il fondale è costituito principalmente da argilla, mista a massi e ghiaie nei tratti più rapidi.

L'alveo in questo tratto risulta inciso profondamente in sponda destra idrografica, dove è presente un'alta scarpata. La sponda sinistra è invece più aggradata e l'argine risulta distante alcune decine di metri dall'alveo di morbida. Le sponde sono naturali e coperte da vegetazione arborea nei tratti colonizzabili.

Figura 3-6: tratto 3, particolare della sponda, in cui è evidente la presenza di argille e la veloce corrente determinata da un restringimento dell'alveo



Figura 3-7: tratto 3, ampio run. Si nota la sponda destra idrografica caratterizzata da una scarpata al margine delle formazioni collinari.



3.2 QUALITÀ CHIMICO-FISICA DELLE ACQUE

Nella tabella seguente si riportano i valori dei parametri chimico-fisici registrati direttamente in campo tramite l'utilizzo di una sonda multiparametrica e i risultati delle analisi chimiche effettuate in laboratorio.

Tabella 1: analisi dei parametri chimici e fisici delle acque del F. Tanaro.

Stazione	Tratto 1	Tratto 2	Tratto 3
Data	2/3/2015	2/3/2015	2/3/2015
Condizioni meteo	Variabile	Variabile	Variabile
Temp. Aria (°C)	8	9	15
Temp. H ₂ O (°C)	7.14	7.31	8.15
pH (unità)	8.41	8.45	8.56
Conducib. spc (µS/cm)	453	439	425
Ossigeno (mg/l)	13	13.71	12.78
Sat. O ₂ (%)	109	111.3	105.2
Deficit O ₂	9	11.3	5.2
Nitrato (mg/l NO ₃ ⁻ -N)	2.33	2.30	2.28
Ammonio (mg/l NH ₄ ⁺ -N)	0.031	0.063	0.07
Fosforo totale (mg/l PO ₄ ³⁻ -P)	0.036	0.067	0.093

In base al DM 260/2010 i nutrienti e l'ossigeno disciolto sono integrati nel LIMeco (Livello di Inquinamento dai Macrodescrittori per lo stato ecologico) per attribuire la classe di qualità al tratto indagato. Dalle analisi si evidenzia un peggioramento dello stato di qualità risalendo il corso del fiume. La situazione può essere messa in relazione alla presenza di scarichi in corrispondenza della

Città di Alba. Procedendo verso valle gli scarichi vengono progressivamente diluiti dagli apporti del bacino residuo recapitante nel tratto (T. Cherasca in primo luogo).

Complessivamente lo stato di qualità risulta "elevato" nel primo tratto e "buono" negli altri a causa di un peggioramento nello stato di qualità di Fosforo totale e Azoto ammoniacale. Questi parametri sono direttamente collegati alla presenza di scarichi di tipo civile lungo il corso d'acqua.

Tabella 2: applicazione dell'indice L.I.M.eco al F. Tanaro

Stazione	Tratto 1	Tratto 2	Tratto 3
Deficit saturazione ossigeno (%)	1	1	1
Azoto nitrico (mg/l)	0,25	0,25	0,25
Azoto ammoniacale (mg/l)	0,5	0,25	0,25
Fosforo totale (mg/l)	1	0,5	0,5
Punteggio L.I.M.eco	0,69	0,5	0,5
Giudizio L.I.M.eco	elevato	buono	buono

Figura 3-8: campionamento di acqua per analisi chimiche nel F. Tanaro.



3.3 COMUNITÀ MACROBENTONICA

I campionamenti di fauna macrobentonica sono stati effettuati nei tre tratti indagati. Vista l'ampiezza dell'alveo, la profondità e la forte velocità della corrente i campionamenti sono avvenuti in prossimità delle sponde, entro una profondità di 50 cm.

Figura 3-9: campionamento con retino immanicato



Nella tabella seguente si riporta la tipizzazione fluviale del F. Tanaro, utilizzata per la definizione dello stato ecologico del corpo idrico. In accordo con ARPA Piemonte, dipartimento di Asti, ed in accordo con le analisi già effettuate per il tratto da ARPA Piemonte, sono stati usati i valori di riferimento per le metriche componenti e per lo STAR_ICMi di cui alla Tabella 5 (pag. 154) del D.M 260/2010 di cui al Macrotipo "C", relativi a i riferimenti generici, in attesa di eventuali aggiornamenti al Decreto.

Tabella 3: tipizzazione fluviale del F. Tanaro

Idroecoregione	Codice HER	Codice Macrotipo fluviale	ORD MacrOper
EU71 Monferrato	05	05SS4N	Fiume grande

Nei paragrafi seguenti si riportano i risultati dei campionamenti di benthos, a partire dai microhabitat campionati: i risultati sono espressi come densità (numero individui/m²) e abbondanza (%), per valutare la qualità del corso d'acqua è stato applicato l'Indice STAR_ICMi, in base al DM 260/2010.

Tabella 4: tipologie di meso e microhabitat selezionate per le indagini sui macroinvertebrati nel F. Tanaro

Stazione	Tratto1	Tratto2	Tratto3
Unità morfologica campionata	<i>rifle</i>	<i>run</i>	<i>run</i>
Microhabitat individuati	Numero di repliche effettuate	Numero di repliche effettuate	Numero di repliche effettuate
MAC - Macrolithal massi compresi tra 20 e 40 cm	3	-	-
MES - Mesolithal ciottoli compresi tra 6 e 20 cm	4	4	4
MIC - Microlithal ghiaia compresa tra 2 e 6 cm	3	-	4
ARG - Limo/Argilla <6 µm (substrati argillosi compatti)	-	5	2
XY - materiale legnoso grossolano (rami, radici)	-	1	-

Tabella 5: risultati del campionamento quantitativo di macroinvertebrati nel F. Tanaro

Stazione			Tratto1	Tratto2	Tratto3	Tratto1	Tratto2	Tratto3
Data			02/03/2015	02/03/2015	02/03/2015	02/03/2015	02/03/2015	02/03/2015
GRUPPO	FAMIGLIA	GENERE	Densità (n/m2)	Densità (n/m2)	Densità (n/m2)	Abbondanza (%)	Abbondanza (%)	Abbondanza (%)
Plecoptera	Leuctridae	<i>Leuctra</i>	4	0	2	0,4	0,00	0,32
Plecoptera	Taeniopterygidae	<i>Brachyptera</i>	4	2	14	0,43	0,40	2,27
Ephemeroptera	Baetidae	<i>Baetis</i>	136	180	410	14,6	35,71	66,56
Ephemeroptera	Ephemerellidae	<i>Ephemerella</i>	0	4	0	0,00	0,79	0,00
Ephemeroptera	Heptageniidae	<i>Ecdyonurus</i>	2	22	18	0,2	4,37	2,92
Ephemeroptera	Leptophlebiidae	<i>Habroleptoides</i>	0	2	0	0,00	0,40	0,00
Trichoptera	Hydropsychidae	-	32	26	12	3,4	5,16	1,95
Trichoptera	Rhyacophilidae	-	22	0	0	2,4	0,00	0,00
Coleoptera	Elmidae	-	0	6	2	0,0	1,19	0,32
Coleoptera	Gyrinidae	-	2	0	0	0,21	0,00	0,00
Diptera	Chironomidae	-	180	214	138	19,3	42,46	22,40
Diptera	Limoniidae	-	2	0	0	0,2	0,00	0,00
Diptera	Simuliidae	-	540	18	12	57,82	3,57	1,95
Diptera	Stratiomyidae	-	0	2	0	0,00	0,40	0,00
Odonata	Calopterygidae	<i>Calopteryx</i>	2	0	0	0,21	0,00	0,00
Odonata	Coenagrionidae	<i>Coenagrion</i>	0	2	0	0,00	0,40	0,00
Crustacea	Gammaridae	-	0	4	8	0,0	0,79	1,30
Oligochaeta	Enchytraeidae	-	4	6	0	0,43	1,19	0,00
Oligochaeta	Naididae	-	0	14	0	0,00	2,78	0,00
Nematoda	Mermithidae	-	4	2	0	0,4	0,40	0,00
TOTALE			934	504	616	100	100	100

Figura 3-10: composizione della comunità macrobentonica

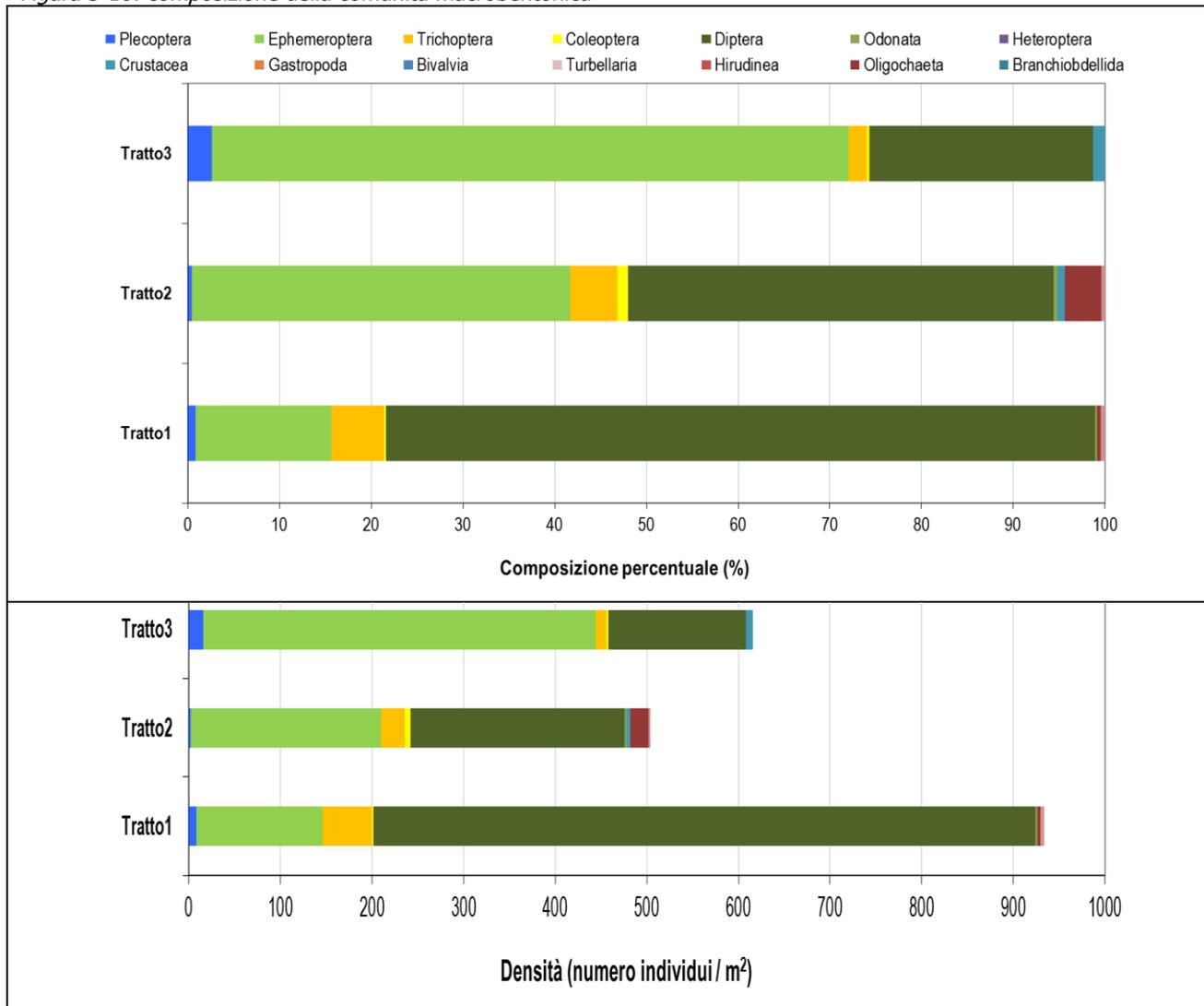
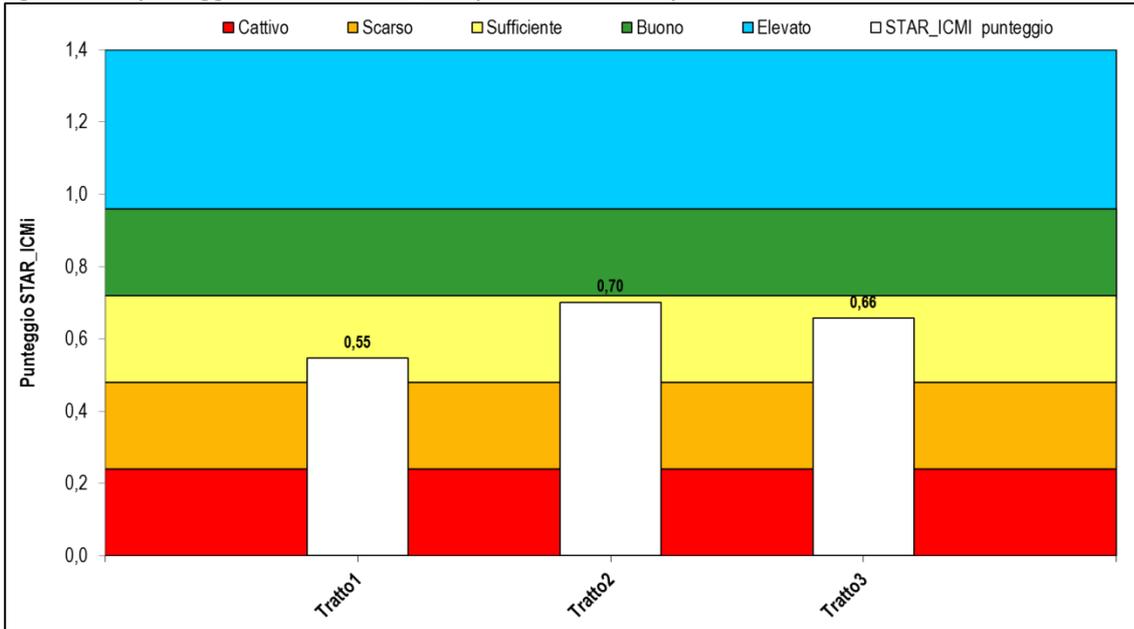


Tabella 6: valori delle metriche e giudizio complessivo dell'Indice STAR_ICMi nel F. Tanaro

Corso d'acqua	F. Tanaro	F. Tanaro	F. Tanaro
Stazione	Tratto1	Tratto2	Tratto3
Data	02-mar-15	02-mar-15	02-mar-15
Indice ASPT	6,000	6,167	6,333
Indice EPTD	0,477	1,431	1,279
Indice GOLD	0,223	0,496	0,756
N° famiglie	13	15	9
Indice EPT	6	6	5
Indice di Shannon	1,265	1,532	1,042
STAR_ICMi punteggio	0,546	0,702	0,657
STAR_ICMi giudizio	sufficiente	sufficiente	sufficiente

Figura 3-11: punteggi dell'indice STAR_ICMi per i tre tratti campionati



Nel tratto a valle dello sbarramento sono stati catturati 13 *taxa*, con una densità complessiva di 934 individui/m², la comunità è dominata dai Ditteri Simuliidae che rappresentano il 58% del totale, seguiti dai Ditteri della famiglia Chironomidae (19%) e dagli Efemerotteri del genere *Baetis* (15%). Nel tratto intermedio sono stati catturati 15 *taxa*, con una densità complessiva di 504 individui/m², la comunità vede la prevalenza dei Ditteri della famiglia Chironomidae (43%) e degli Efemerotteri del genere *Baetis* (36%). Nel tratto di monte stati catturati 9 *taxa*, con una densità complessiva di 616 individui/m², la comunità vede la dominanza degli Efemerotteri del genere *Baetis* (67%) seguiti dai Ditteri della famiglia Chironomidae (22%).

Nei tratti indagati la comunità macrobentonica si presenta poco diversificata con un numero ristretto di *taxa*.

L'applicazione dell'Indice di Intercalibrazione (STAR_ICMi) attribuisce a tutti i tratti un giudizio di qualità sufficiente, con un punteggio compreso tra il valore minimo di 0.546 e il valore massimo di 0.702, attribuiti, rispettivamente, al tratto di valle e al tratto intermedio.

Sono presenti piccole variazioni di punteggio principalmente dovute alle differenze di habitat nei diversi tratti fluviali.

3.4 FAUNA ITTICA

I campionamenti effettuati mediante elettropesca sono stati effettuati in data 2 marzo 2015 nei tre tratti indagati.

In corrispondenza del Tratto 1 il campionamento ittico è avvenuto principalmente in corrispondenza del ramo con minori portate. La buona percorribilità del tratto ha permesso un campionamento ittico esteso a circa 200 m di fiume, dove i migliori risultati di campionamento sono avvenuti in prossimità della massicciata a protezione della sponda sinistra idrografica.

In corrispondenza dei tratti 2 e 3 la scarsa percorribilità in alveo del corso d'acqua, dovuta alla profondità ed alla velocità di corrente, hanno permesso il campionamento in sicurezza soltanto in corrispondenza dei principali rifugi individuati lungo le sponde. Di conseguenza il campionamento maggiormente rappresentativo è stato effettuato nel Tratto 1, mentre i successivi campionamenti hanno permesso di individuare un popolamento ittico del tutto simile a quello del primo tratto indagato. L'assenza di alcune specie nei campioni dei tratti 2 e 3 è presumibilmente dovuta alla difficoltà di campionamento e non ad una reale assenza delle stesse.

In considerazione del fatto che il percorso del F. Tanaro tra i tre tratti è in continuità e non presenta interruzioni invalicabili, si è scelto di utilizzare i dati dei 3 campionamenti per descrivere la comunità ittica del tratto.

Verranno di seguito inseriti i dati dei singoli campionamenti, volti ad evidenziare le differenze in termini di risultato dovute alle difficoltà di campionamento nei tratti 2 e 3.

Figura 3-12: attività di campionamento ittico lungo la sponda sinistra idrografica ed i principali rifugi nel Tratto 2



Figura 3-13: Tratto 1. area campionata, fino alla traversa sullo sfondo



Figura 3-14: tratto di campionamento ittico lungo la sponda sinistra nel Tratto 3



Sono stati inoltre utilizzati i dati di: "Regione Piemonte, 2009. Ittiofauna del Piemonte (anno di monitoraggio 2009) - Testo di illustrazione dei parametri fisiogeografici relativi agli ambienti fluviali ed allo stato delle popolazioni ittiche - tabella riassuntiva dati.xls. Technical Report, published on internet."

In particolare vengono di seguito citati i dati relativi ad una stazione campionata in Comune di Alba e quindi prossima al tratto campionato.

Corso d'acqua	Comune	Alborella	Barbo	Cavedano	Gobione	Scardola	Vairone	Cobite	Ghiozzo padano	Carpa	Pseudorasbora
Tanaro	Alba	3b	2b	4	2b	1	2b	1	2b	1	4

In comune di Asti, oltre a queste specie era stato rinvenuto il barbo europeo (*B. barbus*) oltre alla lasca (*Chondrostoma genei*) ed alla Pseudorasbora (*Pseudorasbora parva*).

Si riportano per completezza i dati relativi ai tre campionamenti effettuati, da cui sono stati calcolati i valori dell'indice ISECI e dell'Indice Ittico.

Tratto 1	Specie ittica	Indice moyle (1-5)	consistenza (1-4)	struttura (A-B-C)
	alborella	5	3	a
	cavedano	5	4	a
	barbo europeo	2	2	b
	lasca	3	3	c
	ghiozzo padano	4	3	a
	cobite	2	2	a
	Pseudorasbora	1	1	b

Tratto 2	Specie ittica	Indice moyle (1-5)	consistenza (1-4)	struttura (A-B-C)
	alborella	3	3	a
	cavedano	3	3	b
	vairone	1	1	b
	pseudorasbora	1	1	b

Tratto 3	Specie ittica	Indice moyle (1-5)	consistenza (1-4)	struttura (A-B-C)
	cavedano	2	2	b
	ghiozzo padano	2	2	a
	vairone	1	1	b

I censimenti hanno portato alla cattura di 8 specie ittiche, di cui 7 Ciprinidi ed un Gobide. Si segnalano 2 specie alloctone: il barbo europeo e la pseudorasbora.

Si ritiene che con la realizzazione del passaggio per pesci manterrà la situazione odierna, con piena comunicazione tra il tratto a monte e d a valle dello sbarramento in progetto.

Di seguito si riportano una documentazione fotografica di alcuni esemplari della fauna ittica catturata e i risultati dell'applicazione degli indici ISECI ed Indice Ittico.

Figura 3-15: giovani esemplari di barbo. Si tratta presumibilmente di B. barbus, specie alloctona di origine europea che può formare ibridi con B. plebejus, riconoscibile allo stadio giovanile per la presenza delle chiazze scure in livrea.



Figura 3-16: esemplare di alborella. Specie comune nel tratto indagato



Figura 3-17: giovane esemplare di vairone. Specie con presenza scarsa nel tratto indagato



Figura 3-18: esemplare di pseudorasbora. Specie alloctona censita nel tratto.



Figura 3-19: esemplare di cobite comune. Specie di elevata valenza ambientale censita nel tratto.



Figura 3-20: esemplari di ghiozzo padano.



Figura 3-21: esemplari di lasca. Specie di elevata valenza ambientale censita nel tratto.



Figura 3-22: esemplare di cavedano.



Viene di seguito presentata una tabella riassuntiva riguardo alle specie presenti rinvenute, classificate secondo l'indice di Moyle Nichols e secondo l'Indice di Abbondanza e struttura di popolazione.

In Tabella 10 sono stati illustrati i risultati del censimento ittico condotto nel medesimo tratto di F. Tanaro nell'ambito della Carta Ittica della Regione Piemonte del 2009; la situazione appare simile a quella riscontrata nelle attuali indagini.

Tabella 7: composizione della comunità ittica del F. Tanaro ad Alessandria; in rosso sono indicate le specie esotiche.

Specie ittica	Indice moyle (Im) (1-5)	Indice di abbondanza (Ia) (0-4)	struttura (A-B-C)
alborella	5	3	a
cavedano	5	4	a
barbo europeo	2	2	b
lasca	3	3	c
ghiozzo padano	4	3	a
cobite	2	2	a
vairone	1	1	b
pseudorasbora	1	1	b

L'Indice di abbondanza di Moyle-Nichols (1973) viene valutato con una scala 1-5 in funzione del numero di individui osservati e rapportati ad un tratto fluviale di 50 m.

L'indice di abbondanza delle popolazioni delle specie ittiche valuta la consistenza delle popolazioni ed è indicato da una scala 0-4 e da una lettera che indica la struttura di popolazione. Si rimanda al capitolo riguardante le metodiche per una descrizione più approfondita degli indici.

3.4.1 CALCOLO DELL'INDICE ISECI

Si riportano di seguito le informazioni elaborate dai dati acquisiti, che hanno permesso di calcolare il punteggio dell'indice ISECI, risultato pari a 0.61, corrispondente ad uno stato **"buono"**. Le motivazioni sono principalmente dovute alla presenza di 6 specie indigene rispetto a quelle attese, delle quali 3 endemiche, tra cui si riscontra una buona popolazione di lasca, e nessuna appartenente ai salmonidi (trota marmorata assente). Sono presenti, con popolazioni modeste e destrutturate, due specie esotiche appartenenti alla lista 2.

Si riportano di seguito le tabelle di calcolo delle metriche che compongono l'indice.

Tabella 8: matrice di calcolo dell'Indice ISECI per il F. Tanaro a valle di Alba

f ₁ Presenza di specie indigene	Valore di riferimento	Valore misurato
f ₁₁ Presenza di specie indigene appartenenti a Salmonidi, Esocidi e Percidi	1	0
f ₁₂ Presenza di specie indigene, esclusi Salmonidi, Esocidi e Percidi	12	3

f ₂ Condizione biologica specie indigene presenti - ZONA II	Presenza	Struttura	Consistenza	Punteggio pesato	Endemica	Importanza
cavedano	1	1	1	1	no	no
vairone	1	0	0	0	no	no
sanguinerola	0	0	0	0	no	no
lasca	1	0,5	1	0,7	si	no
gobione	0	0	0	0	no	no
barbo comune	0	0	0	0	si	no
barbo canino	0	0	0	0	si	no
lampreda	0	0	0	0	si	no
anguilla	0	0	0	0	no	no
trota marmorata	0	0	0	0	si	si
cobite mascherato	0	0	0	0	si	no
cobite comune	1	0,5	0,5	0,5	si	no

f₂ Condizione biologica specie indigene presenti - ZONA II	Presenza	Struttura	Consistenza	Punteggio pesato	Endemica	Importanza
ghiozzo padano	1	1	1	1	no	no

f₄ Condizione biologica specie aliene presenti	Presenza	Struttura	Consistenza	Punteggio pesato	Nocività
Barbo europeo	1	0	0	0	Medio
Pseudorasbora	1	0	0	0	Medio

MATRICE DI CALCOLO DELL'ISECI	Peso	Punteggio parziale	Punteggio pesato
f ₁ Presenza di specie indigene	0,3	0,10	0,03
f ₂ Condizione biologica delle popolazioni indigene	0,3	1,07	0,32
f ₃ Presenza di ibridi	0,1	1	0,10
f ₄ Presenza di specie aliene	0,2	0,75	0,15
f ₅ Presenza di specie endemiche	0,1	0,14	0,01
Punteggio totale			0,61
Classe ISECI			II
Giudizio sintetico			buono

3.4.2 CALCOLO DELL'INDICE ITTICO

Si riportano di seguito le informazioni elaborate dai dati acquisiti, che hanno permesso di calcolare il valore dell'indice.

In particolare la seguente tabella riporta:

- L'elenco delle specie ittiche per l'area di pertinenza ed il relativo punteggio del Valore intrinseco per ogni specie.
- L'elenco delle specie alloctone rinvenute, che presentano valore intrinseco -1.
- Il calcolo dell'I.I.n. sulla base della metodica riportata nel capitolo dedicato.

L'Indice Ittico calcolato per il tratto in esame si colloca in uno stato "**sufficiente**"; questa valutazione risulta più penalizzante di quella fornita dall'ISECI in particolare per la diversa composizione della comunità ittica di riferimento.

Si riporta, a seguito dell'indice calcolato con i dati di campo, la tabella relativa alle indagini effettuate nel 2009 nell'ambito della carta ittica.

Tabella 9: matrice di calcolo dell'Indice Ittico per il F. Tanaro a valle di Alba

SPECIE AU zona Z1.1	V	Im	Ia	Ir	P
Anguilla	1				0
Alborella	3	5	3	1	3
Barbo canino	3				0
Barbo	2				0
Lasca	3	3	3	0,5	1,5
Savetta	3				0
Gobione	1				0
Cavedano	1	5	4	1	1
Vairone	2	1	1	0,5	1
Sanguinerola	1				0
Triotto	3				0
Rovella	-1				0
Scardola	1				0
Tinca	1				0
Cobite	2	2	2	0,8	1,6
Cobite barbatello	-1				0
bottatrice	-1				0
spinarello	0				0
ghiozzo di ruscello	-1				0
Ghiozzo padano	3	4	3	1	3
Persico reale	1				0
Luccio	1				0
trota macrostigma	-1				0
Trota marmorata	3				0
Salmerino Alpino	-1				0
Temolo	-1				0
					0
Specie Alloctone					0
carpa	-1				0
aspio	-1				0
pseudorasbora	-1	1	1	0,4	-0,4
barbo sp.	-1	2	2	0,6	-0,6
rodeo amaro	-1				0
carassio	-1				0
tot specie AU		25			
I.I.n.	10,1	scarso			

Tabella 10: risultati del censimento ittico effettuato nell'ambito della Carta Ittica della Regione Piemonte del 2009 nel Tanaro ad Alba

Tab. 257	Scheda campionamento ittiofauna		Subarea	Z1.1	H _{sez}	156	Tp	A	S	M	C
LOCALIZZAZIONE DELLA STAZIONE						Data del campionamento: 26/11/2009					
Corso d'acqua	Tanaro		Comune	Alba							
Bacino principale	Tanaro		Località	Monte confl. Cherasca							
Cod/06	CN235		UTM X	424259							
Provincia	CN		UTM Y	4950552							
PARAMETRI AMBIENTALI DELLA STAZIONE											
L [m]	150	As [m ²]	9375	Rc [%]	-	Gf [%]	-				
Pb _{max} [m]	65	Ac [%]	80	Ms [%]	5	Sb [%]	75				
Pb _{min} [m]	60	H _{max} [cm]	90	Gs [%]	-	Al [%]	20				
Pb _{med} [m]	62,5	h _{max} [cm]	50	Gg [%]	-	CM	6				
ELENCO DELLE SPECIE ITTICHE E LORO STATO											
SPECIE AU	V	Im	Ia	Ir	P	SPECIE AU	V	Im	Ia	Ir	P
Anguilla	2					Trota marmorata	6				
Alborella	3	4	3b	1,5	4,5	Temolo	3				
Barbo canino	6					Scazzone	2				
Barbo	2	2	2b	1,5	3	SPECIE A0	V	Im	Ia	Ir	P
Lasca	6					Storione cobice	0				0
Savetta	6					Storione comune	0				0
Gobione	1	2	2b	1,5	1,5	Storione ladano	0				0
Cavedano	1	5	4b	2	2	Agone/cheppia/alosa	0				0
Vairone	4	3	2b	1,5	6	Bottatrice	0				0
Sanguinerola	2					SPECIE AL	V	Im	Ia	Ir	P
Triotto	3					Pseudorasbora	-1	5	4b	2	-2
Pigo	6					Carpa	-1	1	1	1	-1
Scardola	1	1	1	1	1		-1				
Tinca	1						-1				
Cobite	4	1	1	1	4		-1				
Cobite mascherato	9						-1				
Ghiozzo padano	3	2	2b	1,5	4,5		-1				
Persico reale	1						-1				
Luccio	2						-1				
STATO DELLA COMUNITÀ ITTICA											
AUt	8	AURt	4	AT (A _{Ut} +A _{Lt} +A _{0t})		10	I.I.	23,5	CL(I.I.)		III
ALt	2	A0t	0				ISECI	3	CL(ISECI)		V

4 ANALISI DEGLI IMPATTI POTENZIALI IN FASE DI CANTIERE E IN FASE DI ESERCIZIO

In questo capitolo saranno individuati gli impatti potenziali che le attività previste dalla realizzazione della centrale idroelettrica (fase di cantiere) e dal suo successivo funzionamento (fase di esercizio) potrebbero produrre sulle diverse componenti ecosistemiche acquatiche. Per ciascuna tipologia di impatto sono descritti gli effetti e ne sono stimate l'entità e la durata.

Particolare attenzione verrà prestata agli impatti previsti in fase di esercizio, in quanto permanenti e di conseguenza di maggiore importanza per l'ecosistema acquatico.

Per quanto riguarda le componenti biotiche si farà particolare riferimento alla fauna ittica, in quanto i pesci sono l'entità soggetta al maggior numero di impatti potenziali e con maggiori esigenze per quanto riguarda la disponibilità di spazio vitale; per questo motivo si farà riferimento soprattutto ad essi e al loro habitat in relazione a questo problema.

4.1 IMPATTI IN FASE DI CANTIERE

Gli impatti in fase di cantiere sono costituiti di lavori di realizzazione delle opere e degli attraversamenti che riguardano direttamente l'habitat acquatico e dalla manipolazione di sostanze pericolose. Si tratta di impatto 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 in quanto temporaneo.

Deviazione temporanea di un tratto di corso d'acqua: per lavorare alla costruzione delle opere di captazione, 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 pesci a deposizione litofila, in

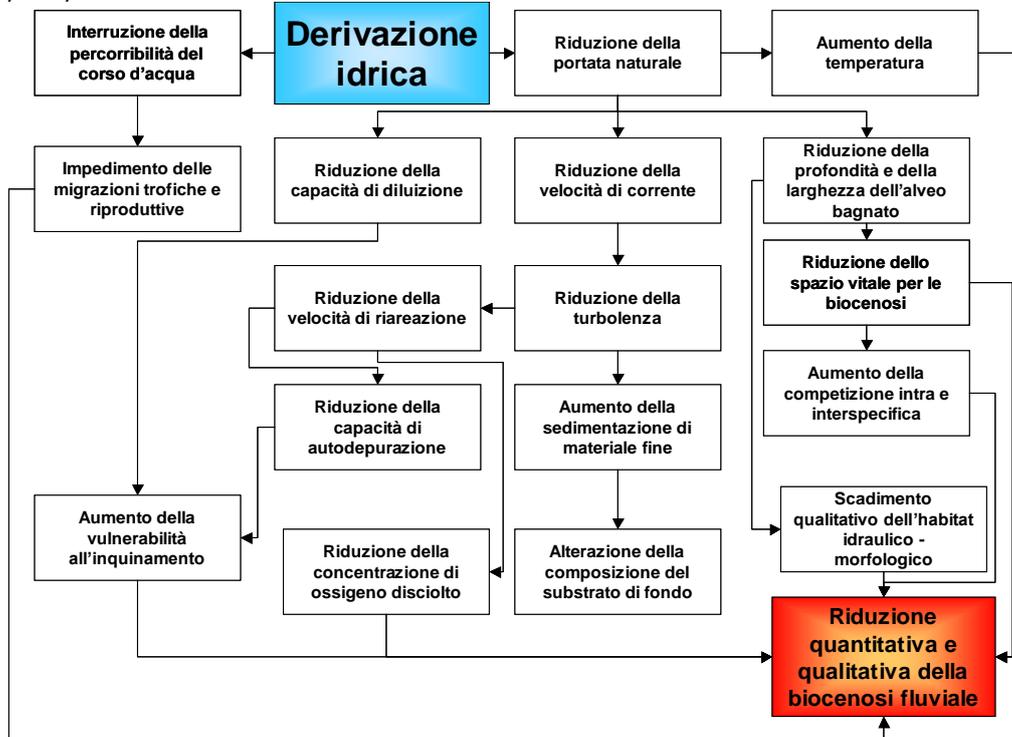
quanto vi è il rischio che i mezzi meccanici alterino il fondo fluviale dove sono state deposte le uova distruggendole; inoltre è possibile che il sedimento fine depositatosi nelle zone più a valle soffochi le uova ivi deposte. Questo impatto è di natura temporanea.

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 o il solo uso del cemento liquido; 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. L'utilizzo di cemento in alveo può causare sbalzi di pH che possono avere ripercussioni sulle biocenosi in base all'entità degli stessi.

4.2 IMPATTI NELLA FASE DI ESERCIZIO

Gli impatti ipotizzabili in fase di esercizio, di seguito schematizzati nella Figura 4.1, 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 4.1: 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 o allo sfangamento negli interventi di manutenzione degli impianti.

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.

4.2.1 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.

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 morfologia molto ampia 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).

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. 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).

4.2.2 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).

4.2.3 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.

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).

4.2.4 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 invaso artificiale che riducendo la velocità di scorrimento 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'innescarsi 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.

4.2.5 INTERRUZIONE DELLA CONTINUITÀ FLUVIALE

La presenza fisica della traversa che accompagna l'opera di presa rappresenta un'interruzione della continuità fluviale in quanto impedisce il passaggio di organismi tra monte e valle della stessa. La discesa a valle può essere in qualche caso possibile durante gli eventi di piena, mentre il passaggio inverso risulta impossibile a meno che non siano realizzati appositi passaggi artificiali.

La presenza fisica della traversa 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, come le traverse di derivazione, 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 deporre, 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 la traversa.

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 aggradate 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.

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.

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 (Hadderingh & 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.

4.2.8 L'IMPATTO DELLE OPERAZIONI DI SVASO E SFANGAMENTO

Sebbene questo impatto sia tipico di bacini artificiali, soggetti ad operazioni periodiche di svuotamento, con cadenze generalmente pluriennali, verrà di seguito trattato in quanto si potrà presentare, **in misura minima** rispetto alle situazioni sopra citate, anche in occasione della pulizia dello sghiaiatore e dissabbiatore degli impianti senza capacità di accumulo o della traversa di presa, che porteranno al rilascio in alveo dei sedimenti accumulati.

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;

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 4.1.

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.

Tabella 4.1: 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

5 ANALISI DEGLI IMPATTI ATTESI E IPOTESI DI MITIGAZIONE

In questo paragrafo sono **analizzati nel dettaglio e discussi gli impatti specifici, derivanti dall'attuazione del progetto di realizzazione di una traversa ad uso captazione idroelettrica delle acque del Fiume Tanaro**, individuati tra quelli potenziali generici presentati nel capitolo precedente; per ciascuno di essi sono indicate le prescrizioni e le eventuali misure di mitigazione più opportune.

5.1 FASE DI CANTIERE

5.1.1 REALIZZAZIONE DI ATTRAVERSAMENTI DEL CORSO D'ACQUA

Per raggiungere le aree di cantiere previste verrà utilizzata la viabilità esistente, con la realizzazione di strade sterrate per raggiungere le aree di prevista cantierizzazione. Si precisa che la realizzazione di nuove strade sarà di modesta entità, in considerazione dell'attuale presenza di accessi e strade vicinali per le aree di intervento. I nuovi sedimi saranno limitati a circa 200 m, in sponda sinistra del F. Tanaro. La sponda destra sarà raggiunta mediante la realizzazione di un guado.

Si prevede un impatto modesto, dovuto alla realizzazione del nuovo tratto di strada, che attraverserà la fascia boscata perifluviale ed alla realizzazione del guado che necessariamente comporterà intorbidimento e deposizione di sedimento nel tratto di valle. In considerazione della naturale elevata torbidità del F. Tanaro l'impatto sarà comunque poco percepibile ed il sedimento sarà ripulito dal primo evento di piena.

5.1.2 DEVIAZIONE TEMPORANEA DEL CORSO D'ACQUA

I lavori in alveo per la realizzazione dell'opera di presa saranno effettuati deviando il corso d'acqua prima in sponda sinistra, ed utilizzando un guado per realizzare la porzione di traversa in sponda destra idrografica.

Successivamente verranno realizzate le opere in sponda sinistra, deviando parzialmente le acque nel canale a servizio della centrale, precedentemente realizzato. In tutte le fasi di cantiere verrà in ogni caso mantenuto il flusso idrico in alveo, a valle della traversa, deviandolo in sponda destra. Questo accorgimento consentirà di mantenere la continuità idraulica dell'asta fluviale garantendo costantemente, a valle del punto in cui essi si svolgono, la presenza di un deflusso d'acqua sufficiente alla sopravvivenza delle biocenosi.

In ogni caso l'organizzazione del cantiere sarà effettuata in modo tale da ridurre allo stretto indispensabile la tempistica delle operazioni in alveo e le deviazioni del corso d'acqua.

Prima di queste operazioni di deviazione delle portate, e più in generale di esecuzione dei lavori in alveo, si renderà necessario predisporre **il recupero della fauna ittica nel tratto a valle delle lavorazioni e maggiormente soggetto ad impatti o a prosciugamento (seppur breve)**. Tali operazioni di recupero dovranno essere svolte in accordo con gli enti competenti (Ufficio Pesca della provincia di Cuneo).

La fauna macrobentonica provvederà spontaneamente a ricolonizzare la porzione di alveo asciugata, mentre la diversione parziale delle acque permetterà di limitare l'incremento del trasporto solido (torbidità) verso valle.

Poiché le altre opere annesse, come la vasca di carico e il canale di alimentazione sono poste esternamente all'alveo, durante la loro realizzazione non si prevedono perturbazioni dell'alveo e dell'ambiente acquatico.

Rispettando le sopra riportate prescrizioni, ed in particolare effettuando il recupero della fauna ittica e la sua successiva reintroduzione, si ritiene che tale fattore perturbativo abbia un impatto temporaneo e reversibile a breve termine.

5.1.3 ESECUZIONE DI LAVORI ALL'INTERNO DELL'ALVEO

Le lavorazioni per la realizzazione della traversa di presa oltre che per la realizzazione del guado per poter accedere alla porzione destra idrografica dell'alveo, nonché le operazioni in alveo per la parziale deviazione dell'acqua, 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 del materiale di fondo sarà opportuno far sì che l'acqua fluente da monte bypassi interamente la zona interessata dai lavori ad esempio utilizzando una palancolata, 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** poiché la torbidità cesserà al termine dei lavori e l'eventuale deposito di sedimento fine potrà essere dilavato naturalmente dalla prima morbida.

Si evidenzia comunque la necessità di rispettare, in particolare per queste lavorazioni, **la sospensione delle attività nel periodo tardo primaverile-estivo** (maggio-luglio), ossia di riproduzione delle specie ittiche più sensibili tra quelle presenti (ciprinidi a deposizione litofila) come l'alborella o la lasca. Che possono essere soggette al rischio per la deposizione di sedimento fine sulle uova rispetto ad altre specie ittiche presenti.

Come già riportato sarà importante effettuare operazioni di recupero ittico nei tratti oggetto dei bypass.

Per quanto riguarda l'utilizzo di cemento in alveo, collegato alla realizzazione di opere in alveo, si farà riferimento al seguente paragrafo.

5.1.4 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 (sepiolite 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 essersi evitato nel modo più assoluto che tali prodotti vengano a contatto con l'acqua prima di essere perfettamente solidificati** (almeno 48 ore, o 72 ore in caso di temperature al di sotto dello zero); a causa delle loro caratteristiche di elevata alcalinità essi risultano infatti estremamente tossici per gli organismi acquatici.

Un valido sistema per evitare questo impatto è l'utilizzo di palancole di separazione tra le aree oggetto di intervento e l'alveo del fiume.

Per questo motivo dovrà inoltre essere del tutto evitato lo sversamento in alveo delle acque di lavaggio delle betoniere e dei macchinari per l'utilizzo di cementi.

Potrà inoltre essere valutata la necessità di tenere monitorato il parametro del pH a valle delle lavorazioni in occasione di utilizzo di cemento, soprattutto in presenza di portate in alveo particolarmente modeste.

Questo tipo di **impatto è accidentale e temporaneo**; la reversibilità dipende dall'entità dell'impatto subito dalla biocenosi e dai corrispondenti tempi di recupero. Nella remota ipotesi di un'eventuale moria catastrofica si può presumere che la comunità macrobentonica ed ittica si ripristini spontaneamente nel giro di alcuni mesi, per ricolonizzazione spontanea tramite migrazioni da zone limitrofe.

In questo caso sarà importante ripetere il monitoraggio ittico per verificare la buona riuscita del ripopolamento delle diverse specie.

5.2 FASE DI ESERCIZIO

Di seguito sono riportati gli impatti attesi nella fase di esercizio che, **dato il funzionamento in continuo dell'impianto, sono tutti di tipo permanente** e le relative ipotesi di mitigazione.

5.2.1 RIDUZIONE E BANALIZZAZIONE DELL'HABITAT FLUVIALE

I pesci presenti nel tratto indagato, sono certamente gli organismi acquatici più esigenti per quanto riguarda la disponibilità di spazio vitale; per questo motivo si farà riferimento soprattutto ad essi e al loro habitat in relazione all'impatto in oggetto. Si fa notare che il torrente in esame presenta un popolamento ittico vario e ben diversificato, con presenza alcune specie peculiari dei tratti fluviali poco alterati, quali l'alborella e la lasca.

Gli effetti della riduzione di portata saranno differenti all'interno del tratto captato in relazione alle diverse morfologie fluviali, in particolare a livello di *mesohabitat*. Per questo motivo, di seguito si descrivono gli effetti della riduzione di portata sulle principali tipologie di *mesohabitat* fluviali rilevate.

Riffle: questa è la tipologia di habitat fluviale che subisce il maggior danno da una riduzione di deflusso; essendo, infatti, generalmente caratterizzata da acque veloci scorrenti su un alveo ampio e poco profondo, subisce il rischio di un'eccessiva diminuzione del tirante idraulico e della velocità dell'acqua. In essa, inoltre, si svolge, quando presente, l'attività riproduttiva delle trote e dei ciprinidi a deposizione litofila, parte essenziale del loro ciclo vitale, dalla cui riuscita dipende la capacità di una popolazione di autosostenersi naturalmente senza necessità di ripopolamenti.

Pool: essendo caratterizzate da acque profonde e relativamente lente, conserveranno interamente lo spazio vitale e la profondità originari, mentre subiranno una riduzione del tempo di ricambio e della turbolenza. Di conseguenza, in assenza di problemi di qualità delle acque e termici, la riduzione del tempo di ricambio delle acque nelle *pool* non avrà ripercussioni significative sugli organismi acquatici in esse presenti.

Run: è una unità morfologica intermedia tra il *riffle* e la *pool* in quanto non possiede né le stesse caratteristiche idrauliche dei primi (acque veloci e turbolente) né le profondità e i battenti idrici della seconda, per questo possiede capacità intermedie tra i due di conservare lo spazio vitale. È decisamente meno sensibile dei *riffle* rispetto alla perdita di ambiente acquatico ma ha una capacità di conservare i volumi d'acqua minore della *pool*.

Dall'analisi della morfologia fluviale, è emerso che il F. Tanaro, nel tratto interessato dal presente progetto di derivazione, è caratterizzato principalmente dalla formazione a *run* intervallata da ampi *riffle* ed alcune *pool*, presenti principalmente in corrispondenza delle curve del fiume ed a valle di manufatti.

Il substrato è molto omogeneo e dominato da ciottoli e ghiaie, intervallati da ampie zone caratterizzate dalla presenza di argille, che minimizzano la dispersione idrica.

Nonostante il substrato e le unità morfologiche presenti tendano a favorire una conservazione dei tiranti idrici, occorre porre in evidenza che l'ampiezza dell'alveo, rilevata al momento del sopralluogo, sarà sicuramente altamente modificata dall'introduzione di un DMV minimo di 8,5 mc/s.

Considerando la curva di portata annuale, si evidenzia quanto di seguito rappresentato graficamente ed adeguatamente commentato.

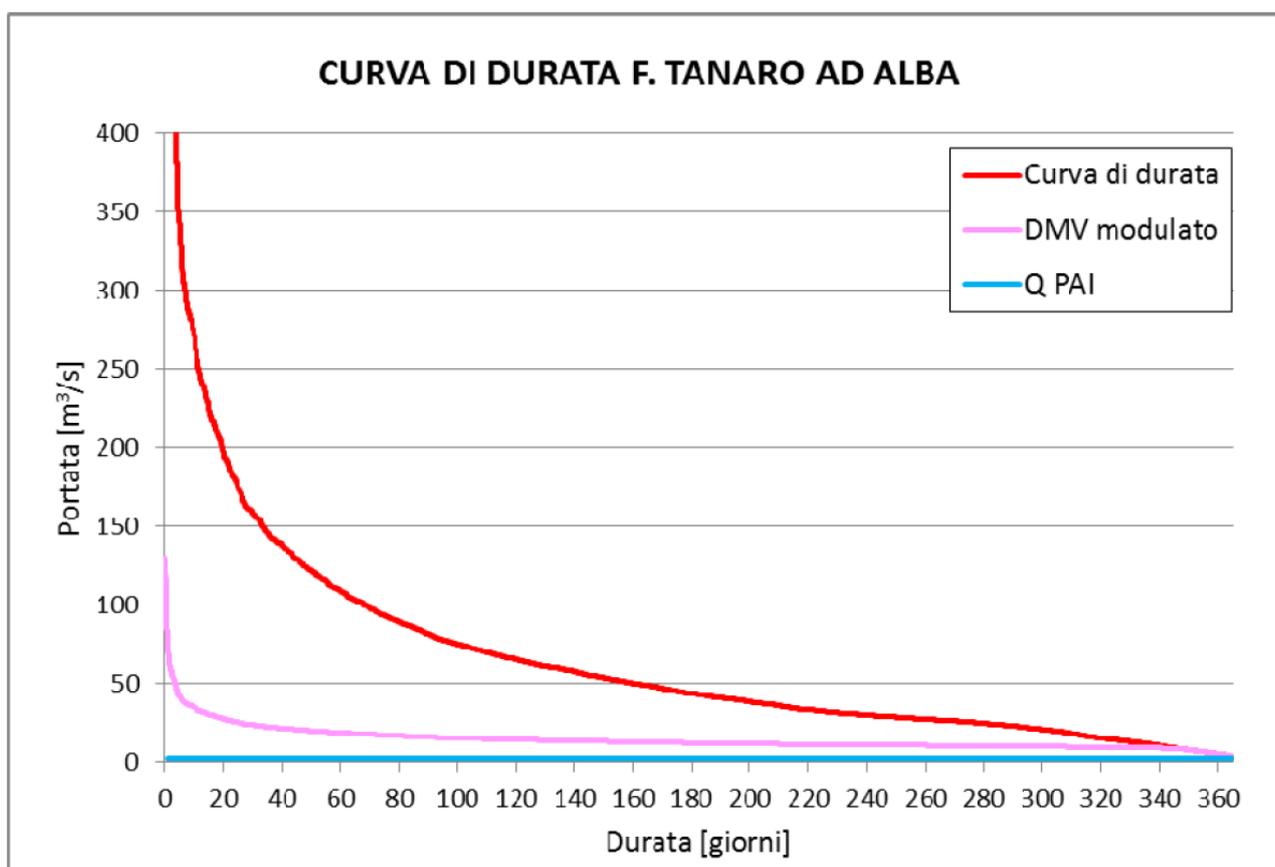


Figura 5.1: curva di durata delle portate naturali medie a confronto con la curva delle portate derivate e con il DMV minimo imposto per il tratto in esame.

Analizzando i grafici, risulta che le portate rilasciate (DMV modulato) risultan pari circa alla Q350 per oltre 300 giorni/anno.

In considerazione di quanto sopra esposto la traversa di presa sfiorerà pressochè sempre per quantitativi ulteriori al DMV di legge, imposto a 8,5 mc/s. Peraltro il

regime idrico del tratto sotteso risulterà pesantemente alterato, con una variabilità dei tiranti idrici percepibili per circa 50 giorni/anno.

Questa variabilità è importante per garantire il normale trasporto solido del torrente, impedendo l'accumulo di substrato fine.

Inoltre si deve considerare che all'interno del tratto sotteso è presente l'immissione del T. Cherasca, che contribuirà alla variazione delle portate in alveo per circa 500 m degli 800 m di tratto sotteso.

Per quanto riguarda **la fauna ittica**, che costituisce, come detto, la componente ecologica più sensibile agli impatti di banalizzazione dell'habitat fluviale, si potranno soltanto effettuare alcune considerazioni non potendo prevedere a priori come reagirà la comunità ittica stessa alla diminuzione prolungata delle portate fino a valori prossimi alla Q350 nel tratto di circa 800 m sotteso all'impianto di produzione idroelettrica.

La forte diminuzione dei tiranti idraulici creerà una percettibile diminuzione delle superfici bagnate dell'alveo. La situazione potrà certamente influenzare le biomasse ittiche presenti, in relazione alla diminuzione dell'estensione di habitat; di contro in questo breve tratto si formerà un habitat diverso, più simile ad un ramo laterale del corso d'acqua principale, che potrebbe addirittura contribuire ad aumentare la diversità ambientale del fiume.

Si deve infine considerare che il tratto citato risulta di minima estensione rispetto al tratto omogeneo (per caratteristiche ambientali) del Fiume Tanaro in cui è inserito, lungo decine di chilometri.

5.2.2 DIMINUIZIONE DELLA CAPACITÀ DI AUTODEPURAZIONE E DILUIZIONE DEGLI INQUINANTI

Il tratto oggetto di derivazione è stato indagato per quanto riguarda la qualità biologica mediante campionamento della fauna macrobentonica al fine dell'applicazione dell'indice STAR_ICMi.

Inoltre sono state campionate le acque per applicazione dell'indice LIMeco.

La qualità biologica delle acque nel tratto oggetto di derivazione risulta attualmente sufficiente nei 3 tratti, considerando i campionamenti della fauna macrobentonica effettuati in marzo 2015 sui 3 tratti precedentemente descritti, applicando l'indice STAR_ICMi.

La qualità chimico-fisiche delle acque secondo l'indice LIMeco indica uno stato di qualità elevato per la stazione più a valle e buono per le due stazioni più a monte.

In corrispondenza del tratto sotteso è presente la foce del T. Cherasca che, considerando la diminuzione dei tiranti idraulici del F. Tanaro, potrà influenzare le condizioni fisico-chimiche del tratto. Si conclude comunque che, vista la brevità del tratto sotteso, un'eventuale modifica delle

condizioni fisico chimiche o di qualità ecologica si estenderanno a poche centinaia di metri e quindi poco influenti sullo stato di qualità complessivo del tratto omogeneo.

5.2.3 DIMINUIZIONE DELLA CAPACITÀ DI OMEOSTASI TERMICA

Il tratto presenta un alveo di morfologia molto ampia, di conseguenza la riduzione dei tiranti favorirà l'esposizione solare del tratto.

Si prevede quindi, a causa della forte riduzione delle portate medie, una perdita della capacità di omeostasi termica per effetto della riduzione delle portate e dei volumi, con impatti sulla termica estiva. L'ubicazione del tratto, in pianura, è comunque già al momento soggetto a temperature estive piuttosto elevate.

Per quanto riguarda il rischio di congelamento durante l'inverno, non si prevedono alterazioni rispetto a quanto già accade oggi, considerata la quota modesta.

In ogni caso il popolamento ittico, essenzialmente costituito da ciprinidi, non subirà impatti dovuti alla diminuzione di omeostasi termica, non essendo particolarmente sensibile ad innalzamenti delle temperature entro i valori raggiungibili anche considerando volumi idrici ridotti.

5.2.4 HYDROPEAKING

Le modalità di captazione non prevedono un invaso significativo di acque che saranno turbinate in continuo; **pertanto si prevede un impatto nullo.**

5.2.5 INTERRUZIONE DELLA PERCORRIBILITÀ DELL'ALVEO DA PARTE DEI PESCI

L'opera di presa in progetto prevede la realizzazione di un passaggio per pesci, in sponda sinistra idrografica, avente anche la funzione di rilascio del DMV. La funzionalità del passaggio per pesci viene adeguatamente commentata in Capitolo 6.

Tale soluzione di fatto rappresenta una misura di mitigazione all'interruzione della percorribilità fluviale, permettendo il superamento della traversa stessa. **Pertanto l'impatto risulterà nullo.**

5.2.6 LACUSTRIZZAZIONE DEL CORSO D'ACQUA

Data la tipologia e il dimensionamento dell'opera di presa si avrà la formazione di un invaso a monte della soglia che, in relazione alla modesta pendenza del corso d'acqua, produrrà effetti notevolmente percettibili per un lungo tratto a monte della traversa.

Di fatto risulterà una modifica e diversificazione del tratto fluviale, con formazione di una porzione di alveo in cui la velocità di corrente sarà molto minore rispetto all'attuale.

Questo potrà riflettersi sulle caratteristiche fisiche del tratto come la granulometria del fondale o la presenza di formazioni vegetali peculiari.

La traversa, infatti, sicuramente influirà sul trasporto solido, soprattutto della frazione più grossolana, che verrà sedimentata e smaltita saltuariamente durante le operazioni di pulizia dell'invaso. **Si prevede un impatto modesto e permanente.**

5.2.7 INGRESSO DI FAUNA ITTICA NELLA CONDOTTA FORZATA

È possibile che occasionalmente (prevalentemente in condizioni di portate di piena) alcuni individui di fauna ittica possano essere trascinati verso le griglie e entrare all'interno della vasca dissabbiatrice e poi venire risucchiati nella condotta forzata e nella turbina; **tale impatto di tipo permanente, ma di lieve entità, è mitigato tramite l'adozione di una griglia con maglie di dimensioni tali da scoraggiare il passaggio di fauna ittica adulta, oltre a fermare il materiale grossolano.**

5.2.8 ALTERAZIONE DEL TRASPORTO SOLIDO

Il tipo di opera di presa con traversa risulta poco trasparente al trasporto solido e lo altera in modo percettibile, facilitando la sedimentazione a monte della traversa e favorendo l'erosione a valle della stessa.

Le soluzioni tecniche adottate tendono comunque a mitigare questo effetto in quanto i detriti fini trasportati dall'acqua captata tendono a depositare nella vasca dissabbiatrice che periodicamente necessita di operazioni di manutenzione e quindi di sghiaio, facendo ritornare in alveo il materiale decantato. Solo il materiale molto pesante (ciottoli e massi), trasportato in occasione delle piene, può restare intrappolato a monte della traversa. **Si prevede pertanto un impatto modesto.**

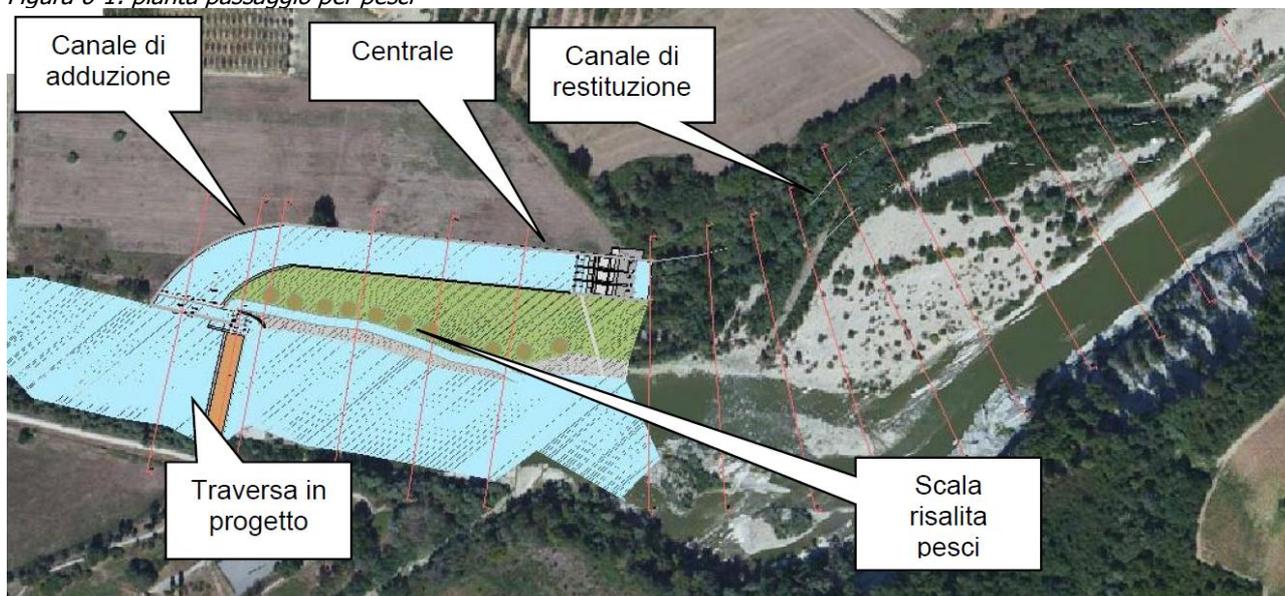
6 PASSAGGIO ARTIFICIALE PER PESCI

La realizzazione del passaggio per pesci determina il superamento di una problematica relativa alle migrazioni ittiche, considerando che la ricostruzione dello sbarramento renderebbe il tratto impercorribile.

Il progetto prevede la costruzione di una rampa rustica, con le caratteristiche indicate nella relazione tecnica dei progettisti e come illustrato nelle immagini che seguono.

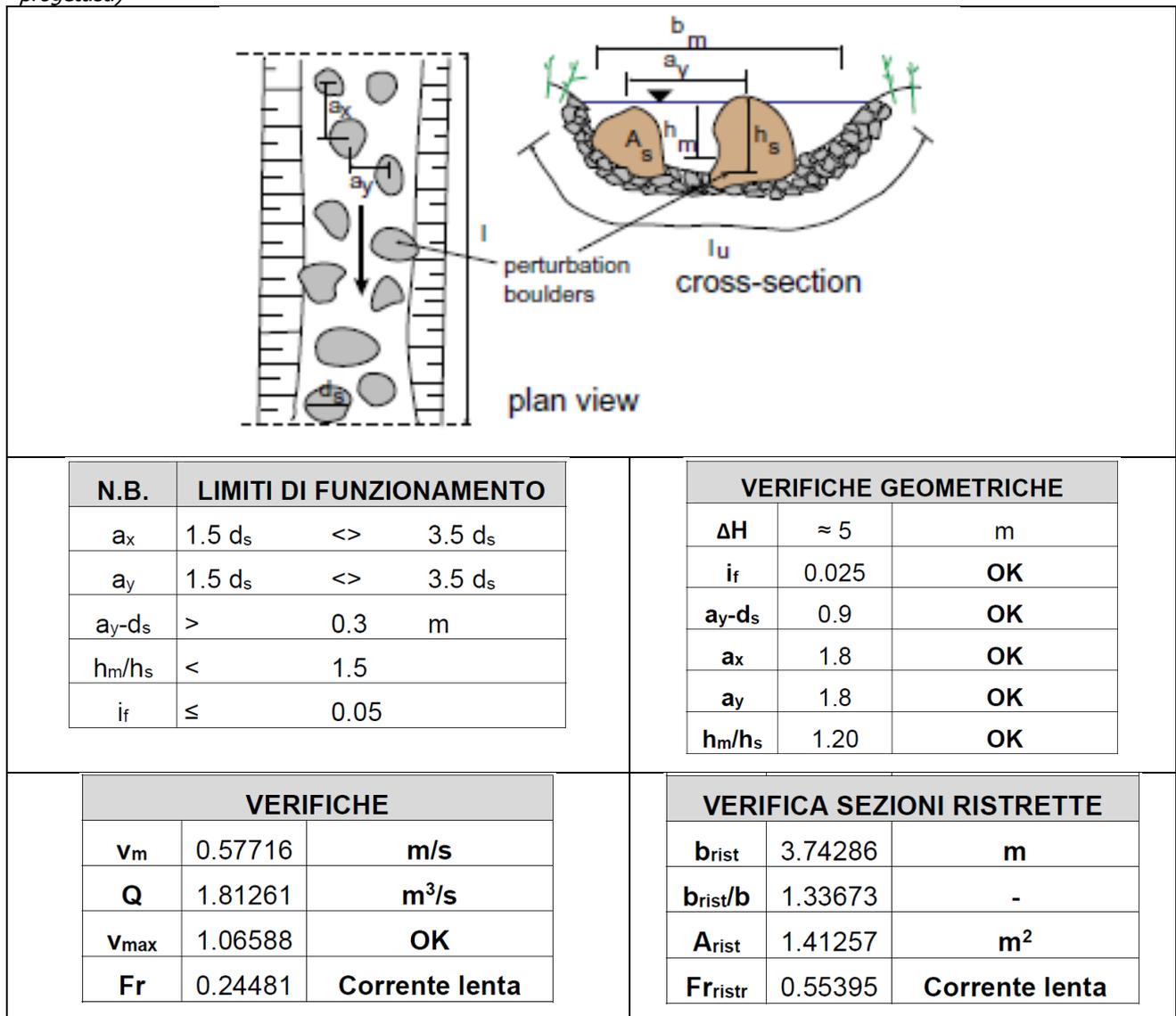
Come da relazione tecnica del progettista si evidenzia che per il tratto in esame è previsto un DMV di 8,5 mc/s. Di questi 1,8 mc/s saranno impiegati per alimentare il passaggio per pesci costituito da una rapida artificiale. La restante quota di DMV verrà lasciata sfiorare lungo il ciglio della traversa per il "mascheramento" della traversa stessa avente una larghezza di 73 m; l'altezza della lama d'acqua di tracimazione minima sarà quindi pari a 14 cm. A tali dimensioni corrisponde, infatti, una portata di 6.8 m³/s che sommata agli 1,8 mc/s defluenti nella scala di risalita è leggermente superiore al DMV di base.

Figura 6-1: pianta passaggio per pesci



Il passaggio artificiale per l'ittiofauna proposto è di tipo naturalistico con massi ammassati al fondo con "perturbation boulders" ovvero con dissipazione turbolenta dell'energia. La sezione proposta del passaggio naturalistico è trapezoidale con base minore pari a 2.80 m e base maggiore di 4.80 m il diametro medio dei massi è pari DN 900, il battente idrico nel passaggio è prossimo a 96 cm. La rampa presenta una lunghezza di circa 200 m e una pendenza media del 2.5%. I parametri geometrici progettuali sono stati valutati come riportato nelle seguenti figure e tabelle (dati estratti dalla Relazione tecnica particolareggiata).

Figura 6-2: schema passaggio per pesci e tabelle di verifica di funzionamento (dati tratti dalla relazione tecnica dei progettisti)



Come emerge dalla tabella le velocità all'interno del passaggio rimangono sempre ridotte, inferiori a 1.1 m/s, mantenendo velocità medie inferiori a 0.6 m/s, pertanto l'acqua defluisce in condizioni di corrente lenta.

6.1 CONSIDERAZIONI SUL FUNZIONAMENTO ECOLOGICO DELLA RAMPA

La tipologia di passaggio per pesci scelta, a rampa, è idonea all'inserimento nel contesto naturale ed alle capacità natatorie dei pesci presenti.

Le caratteristiche strutturali della rampa permettono la formazione di un corso d'acqua di bypass con caratteristiche idonee a consentire il suo utilizzo dalle specie presenti nel F. Tanaro nel tratto in esame. La presenza dei massi permette di avere zone di calma durante la risalita.

La pendenza della struttura è molto bassa, ben al di sotto dei valori massimi indicati dalla letteratura di settore.

La consistente portata che vi transita costituisce valido richiamo per i pesci in risalita, pur in presenza dell'imbocco di valle non posto in posizione ottimale, alla base dello sbarramento.

7 CONCLUSIONI

In data 2 marzo 2015 sono state effettuate le indagini chimico-fisiche, macrobentoniche e ittiche nel F. Tanaro nel tratto a valle di Alba, in 3 tratti rappresentativi, da Alba fino allo sbarramento non più in funzione che si trova in Comune di Barbaresco.

La realizzazione della centrale comporterà una forte riduzione delle portate in transito per il tratto sotteso, limitato a 800 m.

L'estensione del tratto è minima in considerazione della dimensione fluviale e di un tratto considerabile omogeneo del Fiume Tanaro in loco. Nella fattispecie la tipizzazione fluviale di cui al Piano di Gestione del distretto idrografico del Fiume Po inserisce il tratto in esame all'interno del tratto omogeneo di 71 km che va dalla confluenza del T. Stura di Demonte fino alla località Cerro Tanaro.

Di conseguenza si verrà a creare un breve tratto con caratteristiche differenti in quanto soggetto al DMV minimo di 8,5 mc/s, che avrà caratteristiche molto diverse rispetto allo stato attuale, rassomiglianti a quelle di un ramo laterale del corso d'acqua principale.

Si dovrà inoltre considerare il notevole incremento dei battenti idrici a monte dello sbarramento, che determineranno una condizione di lacustrizzazione dell'alveo, con modifica dello stato attuale del fiume.

Il progetto prevede la realizzazione di un passaggio per pesci, con caratteristiche idonee all'inserimento nel contesto ambientale ed alle caratteristiche natatorie della fauna ittica presente, che consentirà di mantenere la percorribilità del tratto.

8 ALLEGATO 1: METODICHE

In questo capitolo sono descritte le metodiche applicate nelle indagini.

8.1 PARAMETRI CHIMICO-FISICI DELLE ACQUE

Nel corso d'acqua la misura dei parametri chimico-fisici viene effettuata tramite una polisonda (modello Hanna Instruments).

Figura 8-1: polisonda Hanna Instruments



I parametri considerati sono:

- Temperatura (T°C);
- pH;
- Ossigeno (Saturazione in % e Concentrazione in mg/l);
- Conducibilità ($\mu\text{S}/\text{cm}$).

Per il campionamento, il trasporto e la conservazione dei campioni di acqua, si osservano le indicazioni metodologiche presenti nel documento APAT/IRSA-CNR, 2003 e APAT, 2007.

I campioni di acqua si raccolgono per immersione diretta di bottiglie di polietilene, trattate con acido cloridrico, si conservano in frigorifero e si sottopongono ad analisi entro 24h dal campionamento. In laboratorio le metodiche analitiche utilizzate sono spettrofotometriche,

mediante lo spettrofotometro marca HACH-LANGHE modello DR3800 con kit di analisi dedicati preconfezionati in cuvette "test in tube".

Figura 8-2: spettrofotometro Hach Lange DR3800



Le metodiche corrispondono a quelle previste da APAT-IRSA/CNR, del 2003.

- **Fosforo totale:** *IRSA 4110 del 2004 (APAT-IRSA/CNR, 2003) metodo A2.* Principio: preliminare trasformazione di tutti i composti del fosforo, organici ed inorganici, a orto fosfati mediante idrolisi; successivamente gli ioni fosfati formano in soluzione acida con ioni molibdato e antimonio un complesso antimonil-fosfomolibdato che con acido ascorbico si riconduce in blu fosfomolibdato (limite strumentale 0.010 mg/l).
- **Azoto ammoniacale:** *IRSA 4030 del 2004 (APAT-IRSA/CNR, 2003) metodo A1.* Principio: gli ioni ammonio reagiscono a un pH 12.6 con ioni di ipoclorito e di salicilato, in presenza di nitro prussiato sodico quale catalizzatore, dando il blu indo fenolo. (limite strumentale 0.015 mg/l).
- **Azoto nitrico:** principio: ioni nitrato reagiscono in soluzione di acido solforico-fosforico con 2.6-dimetilfenolo dando 4-nitro-2.6-dimetilfenolo (limite strumentale 0.23 mg/l).

Ai sensi del DM 260/2010, il **LIMeco** (Livello di Inquinamento da Macrodescrittori per lo Stato Ecologico) classifica le acque fluviali sulla base dei valori riguardanti il grado di saturazione dell'ossigeno disciolto, l'azoto ammoniacale, l'azoto nitrico e il fosforo totale, che vengono integrati in un singolo descrittore, denominato appunto LIMeco, utilizzato per derivare la classe di qualità.

La procedura prevede che sia calcolato un punteggio sulla base della concentrazione, osservata nel sito in esame, dei macrodescrittori N-NH₄, N-NO₃, Fosforo totale e Ossigeno disciolto (100 - % di saturazione O₂). Il LIMeco di ciascun campionamento viene derivato come media tra i punteggi attribuiti ai singoli parametri secondo le soglie di concentrazione indicate nella

seguente tabella (Tab. 4.1.2/a dell'Allegato 1 al DM 260/2012), in base alla concentrazione osservata.

Tabella 2. Soglie per l'assegnazione dei punteggi ai singoli parametri per ottenere il punteggio LIMeco (Tab. 4.1.2/a DM 260/2010-All 1)

		Livello 1	Livello 2	Livello 3	Livello 4	Livello 5
Parametro	Punteggio*	1	0,5	0,25	0,125	0
100-O ₂ % sat	Soglie**	≤ 10	≤ 20	≤ 40	≤ 80	> 80
N-NH ₄ (mg/l)		< 0,03	≤ 0,06	≤ 0,12	≤ 0,24	> 0,24
N-NO ₃ (mg/l)		< 0,6	≤ 1,2	≤ 2,4	≤ 4,8	> 4,8
P _{tot} (lg/l)		< 50	≤ 100	≤ 200	≤ 400	> 400

* Punteggio da attribuire al singolo parametro

** Le soglie di concentrazione corrispondenti al Livello 1 sono state definite sulla base delle concentrazioni osservate in campioni (115) prelevati in siti di riferimento (49), appartenenti a diversi tipi fluviali. In particolare, tali soglie, che permettono l'attribuzione di un punteggio pari a 1, corrispondono al 75° percentile (N-NH₄, N-NO₃, e Ossigeno disciolto) o al 90° (Fosforo totale) della distribuzione delle concentrazioni di ciascun parametro nei siti di riferimento. I siti di riferimento considerati fanno parte di un database disponibile presso CNR-IRSA

I punteggi di riferimento utilizzati per la definizione dello stato di qualità secondo i valori di LIMeco sono i seguenti (Tab. 4.1.2/b dell'Allegato 1 al DM 260/2012).

Stato	LIMeco
Elevato	≥ 0,66
Buono	≥ 0,50
Sufficiente	≥ 0,33
Scarso	≥ 0,17
Cattivo	< 0,17

8.2 PARAMETRI BIOLOGICI

I parametri biologici da esaminare sono la comunità dei macroinvertebrati bentonici e la comunità ittica, le due componenti faunistiche di maggiore rilievo degli ecosistemi fluviali in questione. Le attività di monitoraggio sono effettuate secondo quanto previsto dalle recenti metodiche di indagine delle acque correnti messe a punto e pubblicate a cura di APAT e disponibili nel sito <http://www.isprambiente.gov.it/it/pubblicazioni/manuali-e-linee-guida/metodi-biologici-per-le-acque-parte-i>

8.2.1 PROTOCOLLO DI CAMPIONAMENTO DEI MACROINVERTEBRATI BENTONICI A.P.A.T.

Per la raccolta degli organismi macrobentonici viene indicato l'utilizzo di un retino immanicato tipo Surber con dimensioni del telaio generalmente quadrato di 23 x 23 cm, pari ad un'area di campionamento di 0.05 m², con rete lungo dai 60 agli 80 centimetri e maglia di 500 µm, dotata di bicchiere di raccolta terminale. Trattandosi di un campionamento quantitativo viene indicata una superficie massima complessiva per ogni indagine pari a 0.5 m², raggiunta compiendo in ogni stazione 10 repliche di prelievo.

Figura 8-3- retino immanicato tipo Surber da 23 x 23 cm di lato



I periodi migliori in cui condurre il campionamento dipendono dalla tipologia del corso d'acqua in oggetto e sono indicati generalmente l'inverno (febbraio, inizio marzo), la tarda primavera (maggio) e la tarda estate (settembre); in ogni caso vengono fornite indicazioni accessorie riguardo a periodi o momenti in cui è meglio evitare di campionare, come durante o subito dopo eventi di piena, durante o subito dopo periodi di secca estrema, impedimenti a causa di fattori ambientali nella stima dell'estensione relativa degli habitat (elevata torbidità).

Preliminarmente al campionamento è necessario condurre una stima della composizione del substrato fluviale e della relativa presenza di diversi microhabitat, in cui successivamente allocare le 10 repliche. Si procede identificando una idonea sezione del corso d'acqua che sia rappresentativa del tratto fluviale da indagare, si riconosce la tipologia di mesohabitat prevalente e si distinguono i singoli microhabitat presenti, stimando le percentuali di superficie che occupano con intervalli del 10% e ad ogni intervallo corrisponde una replica. Il rilievo viene condotto osservando l'interezza dell'alveo di torrente, sia il centro sia le rive, compilando una apposita scheda di rilevamento. Nella tabella qui di seguito sono elencate e descritte le diverse tipologie di microhabitat che si possono rinvenire in alveo.

Tabella 3: tipologia dei microhabitat rinvenibili e breve descrizione

Microhabitat	Codice	Definizione substrato
Igropetrico	IGR	Igropetrico strato d'acqua su roccia spesso ricoperta da muschi
Megalithal	MGL	Megalithal massi che superano i 40 cm*
Macrolithal	MAC	Macrolithal massi compresi tra 20 e 40 cm*
Mesolithal	MES	Mesolithal ciottoli compresi tra 6 e 20 cm*

Microhabitat	Codice	Definizione substrato
Microlithal	MIC	Microlithal ghiaia compresa tra 2 e 6 cm*
Ghiaia	GHI	Ghiaia fine (tra 2 mm e 2 cm)
Sabbia	SAB	Sabbia (tra 6µ e 2 mm)
Argilla	ARG	Argilla (minore di 6µm)
Artificiale	ART	Artificiale
Alghe	AL	Macro-micro alghe verdi visibili macroscopicamente
Macrofite sommerse	SO	Macrofite sommerse inclusi muschi e Characeae
Macrofite emergenti	EM	Macrofite emergenti (<i>Thypha</i> , <i>Carex</i> , <i>Phragmites</i>)
Terrestri	TP	Parti vive di piante terrestri radici fluitanti di vegetazione riparia
Xylal (legno)	XY	Xylal (legno) legno morto, rami, radici
CPOM	CP	CPOM depositi di materiale organico grossolano
FPOM	FP	FPOM depositi di materiale organico fine
Film Batterici	BA	Film batterici, funghi e sapropel

*: le dimensioni si riferiscono all'asse intermedio

I campionamenti quantitativi di macroinvertebrati si eseguono tramite retino Surber, che permette di raccogliere gli organismi presenti in un'area delimitata da una cornice metallica rettangolare e quindi di dimensioni note, in modo da poterne successivamente determinare la densità per unità di superficie. Per evitare disturbi nel substrato da campionare è necessario stare a valle del retino effettuando le repliche risalendo verso monte; la precisione del campione raccolto dipende inoltre da:

- aderenza della cornice al fondo per evitare la perdita di organismi;
- riflusso dell'acqua causato dalla resistenza della rete che può ostacolare la cattura degli organismi;
- accuratezza nel rimuovere gli organismi, che possono essere saldamente attaccati al substrato;
- profondità del substrato rimosso, in quanto gli organismi bentonici possono vivere anche diversi centimetri sotto la superficie 10-15 cm.

Come accennato, si effettuano 10 repliche, utilizzando il retino Surber avente come area di prelievo 0.05 m², totalizzando per stazione una superficie complessiva di 0.5 m². Il campione viene sortato e riconosciuto in vivo; gli organismi che richiedono ausili ottici per la classificazione vengono fissati e portati in laboratorio.

Tabella 4: limiti per la definizione delle "Unità Sistematiche"

Gruppi tassonomici	Livelli di determinazione tassonomica per la definire le "Unità sistematiche"
Plecoteri	genere
Efemeroteri	genere
Tricotteri	genere
Coleoteri	famiglia
Odonati	genere
Ditteri	famiglia
Eteroteri	famiglia
Crostacei	famiglia
Gasteropodi	famiglia
Bivalvi	famiglia
Tricladi	genere
Irudinei	genere
Oligocheti	famiglia

Parallelamente al campionamento dei macroinvertebrati, al fine di una più precisa caratterizzazione della stazione, verranno annotati anche i principali parametri chimico-fisici quali temperatura, pH, conducibilità, ossigeno disciolto dai quali possono dipendere direttamente la distribuzione e la composizione delle comunità di macroinvertebrati.

Per una rassegna fotografica delle tipologie di microhabitat, si rimanda al documento "Macroinvertebrati acquatici e direttiva 2000/60/EC (WFD) - Parte B. Descrizione degli habitat fluviali a supporto del campionamento biologico" A cura di: Buffagni A., Erba S., Aquilano G., Armanini D.G., Beccari C., Casalegno C., Cazzola M., Demartini D., Gavazzi N., Kemp J.L., Mirolo N., Rusconi M. *Notiziario dei Metodi Analitici n.1 (2007)* CNR-IRSA, Brugherio (MI).

Il sistema di classificazione utile per la definizione dello stato ecologico dei campioni prelevati secondo il protocollo A.P.A.T. è denominato MacrOPer e descritto da:

Buffagni A., Erba S. & Pagnotta R., 2008. Definizione dello stato ecologico dei fiumi sulla base dei macroinvertebrati bentonici per la 2000/60/EC (WFD): il sistema di classificazione MacrOPer. *Notiziario dei Metodi Analitici numero speciale (2008)*, CNR-IRSA, Brugherio (MI).

Tale sistema combina le informazioni relative ad i seguenti elementi fondamentali:

- sistema tipologico nazionale;
- limiti di classe definiti all'interno del processo di intercalibrazione europeo;
- valori numerici di riferimento tipo specifici per sei metriche selezionate;
- calcolo dell'indice STAR_ICMi;

Il conteggio effettuato in laboratorio viene informatizzato esprimendo, per ogni famiglia, l'abbondanza in termini di densità/m².

E' successivamente applicato a questi dati l'indice STAR_ICMi (Indice multimetrico STAR di Intercalibrazione). L'indice è composto di sei metriche che forniscono informazioni in merito ai principali aspetti che la Direttiva Quadro chiede di considerare per gli organismi macrobentonici.

Tabella 5: metriche che compongono lo STAR_ICMi e peso loro attribuito nel calcolo (da Buffagni, Erba e Pagnotta, 2008)

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

I valori delle metriche, prima di essere combinati per il calcolo dell'Indice, devono essere normalizzati con i valori di riferimento specifici per ciascun tipo fluviale, riportati nel D.M. 206/2010 e ponderati; il punteggio ottenuto viene poi normalizzato con il valore di STAR_ICMi di riferimento per ottenere il Rapporto di Qualità Ecologica (RQE).

8.2.2 STUDIO DELLA COMUNITÀ ITTICA

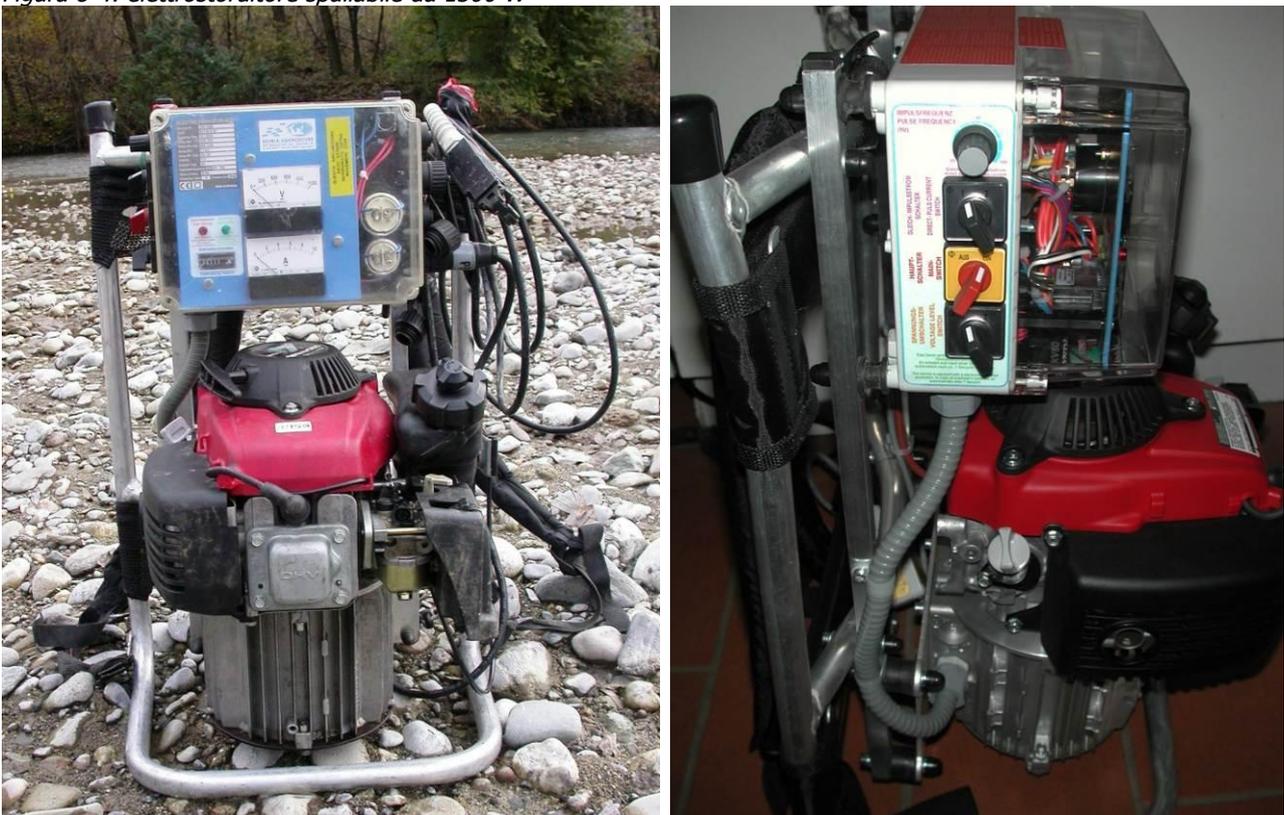
I censimenti ittici si svolgono secondo le indicazioni metodologiche di raccolta ed elaborazioni dati presenti nel manuale APAT. Data la guadabilità dei tratti fluviali in esame si utilizza la pesca elettrica mediante elettrostorditore spallabile con motore a scoppio modello "Ittiosanitaria ELT-IIE" da 1300 W; con doppio passaggio per stazione. Le stazioni di campionamento vengono preventivamente contrassegnate agli estremi di valle e di monte con spray rosso per una più facile e precisa individuazione.

La pesca elettrica è il 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 maggiore distanza tra gli elettrodi, sia per le difficoltà insite quando si opera nelle acque profonde.

Il campionamento tramite elettropesca viene condotto da un gruppo di cinque persone: una che aziona lo storditore, una che utilizza la lancia, due che raccolgono i pesci storditi con una guada e una che trasportava i pesci catturati nei contenitori per lo stoccaggio provvisorio in attesa degli esami.

Figura 8-4: elettrostorditore spallabile da 1300 W



I pesci catturati sono sottoposti alle seguenti determinazioni:

- Identificazione della specie di appartenenza.
- Identificazione della struttura di popolazione e dell'abbondanza per ciascuna specie.

I dati così ricavati sono 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 nel successo della riproduzione naturale a livello di sopravvivenza di uova o avannotti.

8.2.2.1 Indice Ittico

L'Indice Ittico (I.I.) è una metodologia utile per la valutazione della qualità naturalistica delle comunità ittiche.

L'indice si basa sulle comunità ittiche tipiche dei diversi distretti in cui è stato suddiviso il territorio italiano, di cui si riporta la rappresentazione schematica:

Figura 8-5: Distretti fisiogeografici e zoogeografici (da Forneris et al. 2007)



Per ciascuna popolazione delle specie ittiche rinvenute in fase di campionamento occorre fornire indicazioni semiquantitative riguardanti l'abbondanza e la struttura. Tali valutazioni sono utili sia ai fini gestionali, sia soprattutto ai fini della stima dello stato delle comunità ittiche. I parametri considerati sono i seguenti:

- Indice di Moyle (I_m);
- Indice di abbondanza (I_a);
- Indice di rappresentatività (I_r);

L'**indice Moyle "Im"** (in Turin *et al.*, 1999), considerando una lunghezza di tratto fluviale effettivamente campionato (quindi entro l'area A_c) pari a 50 m, considera le seguenti categorie: scarso (1 ÷ 3 individui in 50 m lineari), presente (4 ÷ 10 individui), frequente (11 ÷ 20 individui), abbondante (21 ÷ 50 individui), dominante (più di 50 individui in 50 m lineari).

L'**indice di abbondanza "Ia"** è composto da un numero e da una lettera. Per esempio 2a significa "specie presente con popolazione strutturata", 3b significa "specie abbondante con popolazione non strutturata per assenza o quasi di adulti", 1c significa "specie sporadica con popolazione non strutturata per assenza o quasi di giovani". Con $I_a = 1$, può essere difficile descrivere la struttura di popolazione. In molti casi, rimane soltanto l'indicazione del numero (1). Per alcune specie (solitamente predatori ai vertici della catena alimentare) l'indice 1 neppure è indicativo dell'abbondanza, in quanto è normale la presenza di pochi individui.

Le modalità per la determinazione degli indici di abbondanza (I_a) sono generiche; non sono forniti precisamente i criteri che permettono l'attribuzione dei valori $I_a = 1, 2, 3$ e 4. È una questione non ancora risolta ma importante, in quanto, per quanto riguarda l'applicazione di metodologie per la valutazione dello stato delle comunità ittiche, si vogliono evitare campionamenti di tipo quantitativo, solitamente onerosi e non sempre affidabili.

Tabella 6 Indici di abbondanza e di struttura di popolazione delle specie ittiche (Ia).

0	Assente. In assenza di una determinata specie, quando le condizioni ambientali presupporrebbero diversamente, occorrono verifiche a monte ed a valle, controllare la letteratura e procedere ad interviste presso i pescatori locali.	
1	Sporadica. Pochissimi individui, anche un solo esemplare; consistenza demografica spesso poco significativa ai fini delle valutazioni sulla struttura di popolazione; rischi circa la capacità di automantenimento della specie.	
2	Presente. Pochi individui, ma in numero probabilmente sufficiente per l'automantenimento.	
3	Abbondante. Molti individui, senza risultare dominante.	
4	Molto abbondante. Cattura di molti individui, spesso dominanti.	
a	a ¹	Presenti almeno il 30 % di giovani (in fase pre-riproduttiva) o il 20 % di adulti (sessualmente maturi) rispetto al numero totale degli individui della popolazione.
	a ²	Presenti individui giovani in netta prevalenza; gli adulti sono numericamente rappresentati per meno del 20 % della popolazione.
b	b ¹	Presenti individui adulti in netta prevalenza; i giovani sono numericamente rappresentati per meno del 30 % della popolazione.
	b ²	Presenti esclusivamente individui giovani.
c	Presenti esclusivamente individui adulti.	

Si ammette la soggettività dell'ittiologo che effettua i campionamenti e ciò rappresenta una impostazione metodologica che ha caratterizzato molti studi fin qui effettuati. Non ci si pone l'obiettivo di risolvere questo problema, ma occorre stabilire almeno i criteri che individuano il passaggio dall'indice Ia ad un altro indice **Ir (indice di rappresentatività)**, utile ai fini dell'applicazione di metodi per la valutazione dello stato delle comunità ittiche. In particolare si propone il seguente schema:

Valore Ir		Struttura		
		c	b	a
Consistenza demografica	1	0,4	0,5	0,6
	2	0,5	0,6	0,8
	3	0,6	0,8	1,0

Tab. 10 - Determinazione del valore dell'**Indice di rappresentatività (Ir)** in funzione del livello di struttura della popolazione (a ÷ c; **tab. 8**) e della consistenza demografica (1 ÷ 3; **tabb. 8 e 9**). Per Ia = 4, si assegna Ir = 1,0 indipendentemente dalla struttura. Le specie per le quali N < 15 in **tab. 9** si assegna comunque il valore Ir = 0,6 per tutti gli indici di abbondanza 1c, 1b, 2c e 2b (si escludono i valori Ir < 0,6). Per l'anguilla si indica unicamente il valore numerico Ir = 0,6 per Ia = 1, Ir = 0,8 per Ia = 2 e Ir = 1,0 per Ia = 3; analogo criterio potrebbe valere per la lampreda (*Lampetra zanandrea*).

Tabella 7 Numero minimo di individui (N) affinché una specie possa considerarsi almeno presente

Specie	Ia = 2		Ia = 3	
	N	Im	2N	Im
Barbo, lasca, cavedano, alborella, rovello, vairone, ghiozzo padano, alborella meridionale¹.	≥ 30	3	≥ 60	≥ 4
Barbo canino, scardola, sanguinerola, triotto, gobione, savetta e ghiozzo di ruscello.	≥ 25	3	≥ 50	≥ 4
Agone/cheppia/alosa, temolo, panzaro, cobite, lavarello, bondella, gambusia e pseudorasbora.	≥ 20	2	≥ 40	≥ 3
Pigo, tinca, cobite barbatello, persico reale, trote (marmorata e suoi ibridi, macrostigma, del Garda, del Fibreno, iridea e fario), salmerini alpino e di fonte), persico sole, persico trota, Ictalurus spp.², cagnetta, scazzone, carpa, carpa erbivora, Carassius spp.³, aspigo, gardon, rodeo amaro, abramide, barbo d'oltralpe.	≥ 15	2	≥ 30	≥ 3
Cobite mascherato, spinarello, acerina e misgurno.	≥ 8	2	≥ 15	≥ 2
Anguilla, storioni (comune, cobice e ladano), bottatrice, luccio, siluro e lucioperca.	≥ 5	1	≥ 8	≥ 2
1 - Specie alloctona nei distretti padano-veneto (Dpv) e toscano-laziale (Dtl). 2 - Comprende <i>Ictalurus melas</i> (pesce gatto), <i>Ictalurus punctatus</i> (pesce gatto punteggiato) e <i>Ictalurus nebulosus</i> (pesce gatto nebuloso). 3 - Comprende <i>Carassius carassius</i> (carassio) e <i>Carassius auratus</i> (pesce rosso).				
N	Im	Indice di abbondanza (Im) di MOYLE-NICHOLS (1973). Esso viene valutato con una scala (1 ÷ 5) in funzione del numero (N) di individui osservati e rapportati ad un tratto fluviale di 50 m.		
1 ÷ 2	1			
3 ÷ 10	2			
11 ÷ 20	3			
21 ÷ 50	4			
> 50	5			

Per ogni specie si calcola il punteggio $P = V \cdot Ir$.

Dalla somma dei punteggi $P = V \cdot Ir$ ottenuti per ogni specie si ricava l'I.I. In molti casi le specie esotiche non sono importanti nel condizionare il risultato finale, ma lo influenzano abbassandolo un poco. In altri casi tale influenza è significativa, quando sono presenti più specie alloctone e con buone popolazioni.

Il valore I.I. è interpretato sulla base di quello atteso rispetto alle comunità di riferimento arrivando quindi ad esprimere una classe di qualità **CL(I.I.)** in funzione dello stato di conservazione/alterazione della comunità ittica in esame

Tabella 8 Classi di qualità in funzione delle tipologie ambientali (Tp: zone salmonicole S, Mista M, Ciprinicola superiore Cs e Ciprinicola inferiore Ci)

Distretti, aree e sub-aree		Tp	I - Stato elevato	II - Stato buono	III - Stato sufficiente	IV - Stato scarso	V - Stato pessimo	
Dpv (Distretto padano - veneto)	Z1 (area di pertinenza alpina)	S	≥ 8,0	6,0 ÷ 7,9	4,0 ÷ 5,9	2,0 ÷ 3,9	< 2,0	
		M	≥ 25,0	18,0 ÷ 24,9	12,0 ÷ 17,9	6,0 ÷ 11,9	< 6,0	
		Cs	≥ 20,0	15,0 ÷ 19,9	10,0 ÷ 14,9	5,0 ÷ 9,9	< 5,0	
		Ci	≥ 25,0	18,0 ÷ 24,9	12,0 ÷ 17,9	6,0 ÷ 11,9	< 6,0	
	Z2 (area di pertinenza appenninica)	Z2.1 (subarea su versante padano)	Cs	> 20,0	15,0 ÷ 19,9	10,0 ÷ 14,9	5,0 ÷ 9,9	< 5,0
			Ci	≥ 25,0	18,0 ÷ 24,9	12,0 ÷ 17,9	6,0 ÷ 11,9	< 6,0
		Z2.2 (subarea su versante adriatico)	Cs	≥ 10,0	7,0 ÷ 9,9	4,0 ÷ 6,9	2,0 ÷ 3,9	< 2,0
			Ci	≥ 15,0	11,0 ÷ 14,9	7,0 ÷ 10,9	3,0 ÷ 6,9	< 3,0
Dtl (Distretto toscano - laziale)	Z3 (area di pertinenza appenninica sul versante tirrenico)	S	≥ 4,0	3,0 ÷ 3,9	2,0 ÷ 2,9	1,0 ÷ 1,9	< 1,0	
		M	≥ 15,0	11,0 ÷ 14,9	7,0 ÷ 10,9	3,0 ÷ 6,9	< 3,0	
		Cs	≥ 12,0	9,0 ÷ 11,9	6,0 ÷ 8,9	3,0 ÷ 5,9	< 3,0	
		Ci	≥ 15,0	11,0 ÷ 14,9	7,0 ÷ 10,9	3,0 ÷ 6,9	< 3,0	

8.2.2.2 Indice ISECI

La qualità dei corsi d'acqua sulla base della fauna ittica si calcola a partire dall'indice biologico ISECI, Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche (Zerunian, 2004; Zerunian, 2007; Zerunian *et al.*, 2009), come previsto dal D.M. 260/2010. L'Indice si basa sull'informazione derivante da 5 indicatori principali a cui vengono attribuiti dei pesi espressi in valore numerico compreso tra 0 e 1.

Tabella 9: Indicatori principali che compongono l'ISECI e peso loro attribuito nel calcolo dei valori dell'indice

Indicatori principali	Indicatori di ordini inferiori	Descrizione sintetica e taxa considerati	Peso
Presenza di specie indigene (f ₁)	Specie di maggiore importanza ecologico-funzionale (f _{1,1})	confronto tra specie indigene presenti e comunità ittica attesa	0.3 (p ₁)
	Altre specie indigene (f _{1,2})		
Condizione biologica delle popolazioni (f ₂)	Specie indigena n (f _{2,n})	Struttura in classi di età (f _{2,n,1})	0.3 (p ₂)
		Consistenza demografica (f _{2,n,2})	
Presenza di ibridi (f ₃)	-	eventualità di ibridi nei generi <i>Salmo</i> , <i>Thymallus</i> , <i>Esox</i> , <i>Barbus</i> , <i>Rutilus</i>	0.1 (p ₃)
Presenza di specie aliene (f ₄)	-	eventuali specie aliene presenti con grado di nocività: elevato (lista 1) medio (lista 2) moderato (lista 3)	0.2 (p ₄)
Presenza di specie endemiche (f ₅)	-	confronto tra specie endemiche presenti e lista specie endemiche attese	0.1 (p ₅)

Ogni indicatore, tramite una funzione valore (v_i), viene normalizzato rispetto alle specifiche condizioni di riferimento. La condizione di riferimento, corrispondente allo stato ecologico elevato, è la "comunità ittica attesa" costituita da popolazioni ben strutturate in classi di età, capaci di riprodursi naturalmente, con buona o sufficiente consistenza demografica. Per consentire una puntuale applicabilità dell'indice in tutto il Paese nella tabella seguente vengono individuate le comunità ittiche attese nelle 9 zone fluviali principali in cui si divide il reticolo idrografico nazionale. L'area oggetto di studio del presente progetto rientra nella Zona dei Salmonidi della Regione Padana.

Tabella 10: Comunità ittiche attese nelle 9 zone zoogeografico-ecologiche fluviali principali

Zone zoogeografico-ecologiche fluviali principali	Comunità ittiche attese
Zona dei Salmonidi della Regione Padana	Salmo (trutta) trutta (ceppo mediterraneo), Salmo (trutta) marmoratus, Thymallus thymallus, Phoxinus phoxinus, Cottus gobio.
Zona dei Ciprinidi a deposizione litofila della Regione Padana	Leuciscus cephalus, Leuciscus souffia muticellus, Phoxinus phoxinus, Chondrostoma genei, Gobio gobio, Barbus plebejus, Barbus meridionalis caninus, Lampetra zanandreae, Anguilla anguilla, Salmo (trutta) marmoratus, Sabanejewia larvata, Cobitis taenia bilineata, Barbatula barbatula (limitatamente alle acque del Trentino-Alto Adige e del Friuli-Venezia Giulia), Padogobius martensii, Knipowitschia punctatissima (limitatamente agli ambienti di risorgiva, dalla Lombardia al Friuli Venezia Giulia)
Zona dei Ciprinidi a deposizione fitofila della Regione Padana	Rutilus erythrophthalmus, Rutilus pigus, Chondrostoma soetta, Tinca tinca, Scardinius erythrophthalmus, Alburnus alburnus alborella, Leuciscus cephalus, Cyprinus carpio, Petromyzon marinus (stadi giovanili), Acipenser naccarii (almeno stadi giovanili), Anguilla anguilla, Alosa fallax (stadi giovanili), Cobitis taenia bilineata, Esox lucius, Perca fluviatilis, Gasterosteus aculeatus, Syngnathus abaster.
Zona dei Salmonidi della Regione Italico-Peninsulare	Salmo (trutta) trutta (ceppo mediterraneo, limitatamente all'Appennino settentrionale), Salmo (trutta) macrostigma (limitatamente al versante tirrenico di Lazio, Campania, Basilicata e Calabria), Salmo fibreni (limitatamente alla risorgiva denominata Lago di Posta Fibreno).
Zona dei Ciprinidi a deposizione litofila della Regione Italico-Peninsulare	Leuciscus souffia muticellus, Leuciscus cephalus, Rutilus rubilio, Alburnus albidus (limitatamente alla Campania, Molise, Puglia e Basilicata), Barbus plebejus, Lampetra planeri (limitatamente al versante tirrenico di Toscana, Lazio, Campania e Basilicata; nel versante adriatico, la sola popolazione dell'Aterno-Pescara), Anguilla anguilla, Cobitis taenia bilineata, Gasterosteus aculeatus, Salaria fluviatilis, Gobius nigriscans (limitatamente al versante tirrenico di Toscana, Umbria e Lazio).
Zona dei Ciprinidi a deposizione fitofila della Regione Italico-peninsulare	Tinca tinca, Scardinius erythrophthalmus, Rutilus rubilio, Leuciscus cephalus, Alburnus albidus (limitatamente alla Campania, Molise, Puglia e Basilicata), Petromyzon marinus (stadi giovanili), Anguilla anguilla, Alosa fallax (stadi giovanili), Cobitis taenia bilineata, Esox lucius, Gasterosteus aculeatus, Syngnathus abaster.
Zona dei Salmonidi della Regione delle Isole	Salmo (trutta) macrostigma.
Zona dei Ciprinidi a deposizione litofila della Regione delle Isole	Anguilla anguilla, Gasterosteus aculeatus, Salaria fluviatilis.
Zona dei Ciprinidi a deposizione fitofila della Regione delle Isole	Cyprinus carpio, Petromyzon marinus (stadi giovanili), Anguilla anguilla, Gasterosteus aculeatus, Alosa fallax (stadi giovanili), Syngnathus abaster.

Il valore dato dall'ISECI è il risultato della somma pesata dei valori "normalizzati" dei diversi indicatori:

ISECI

$$= p_1*(p_{1,1}*v_{1,1}(f_{1,1})+p_{1,2}*v_{1,2}(f_{1,2}))+p_2*\sum_{i=1}^n (p_{2,i,1}*v_{2,i,1}(f_{2,i,1})+p_{2,i,2}*v_{2,i,2}(f_{2,i,2}))+p_3*v_3(f_3)+p_4*v_4(f_4)+p_5*v_5(f_5)$$

Il valore ISECI così ottenuto viene convertito nelle classi riportate nella tabella seguente.

Tabella 11: Limiti di classe fra gli stati per l'Indice ISECI

	Limiti di Classe			
	Elevato/Buono	Buono/Sufficiente	Sufficiente/Scarso	Scarso/Cattivo
Valore ISECI	0.8	0.6	0.4	0.2

I valori riportati corrispondono al valore più basso della classe superiore.

Principali riferimenti bibliografici

APAT-IRSA/CNR, 2003. Metodologie analitiche per il controllo della qualità delle acque. *Manuali e linee guida* - 29/2003.

APAT-ISPRA, 2008. Protocolli di indagine delle acque correnti.

<http://www.isprambiente.gov.it/it/pubblicazioni/manuali-e-linee-guida/metodi-biologici-per-le-acque-parte-i>

AA. VV., 2003. *I.F.F. Indice di Funzionalità Fluviale*. Manuale ANPA / seconda edizione, giugno 2003, 223 pp.

AA. VV., 2007. *I.F.F. 2007 - Indice di Funzionalità Fluviale*. Nuova versione del metodo revisionata e aggiornata. MANUALE APAT 2007, 336 pp.

Bisson P.A., Nielsen J.L., Palmason R.A. & Grove L.E., 1982. A system of naming habitat types in small streams, with examples of habitat utilization by salmonids during low streamflow, in *Acquisition Utilization of Aquatic Habitat Inventory Information*, Armantrout ed., American fisheries Society, Western Division, Bethesda, MD, pp. 62-73.

Buffagni A., Erba S., Aquilano G., Armanini D.G., Beccari C., Casalegno C., Cazzola M., Demartini D., Gavazzi N., Kemp J.L., Mirolo N., Rusconi, 2007. "Macroinvertebrati acquatici e direttiva 2000/60/EC (WFD) - Parte B. Descrizione degli habitat fluviali a supporto del campionamento biologico" *Notiziario dei Metodi Analitici n.1 (2007)*, CNR-IRSA, Brugherio (MI).

[http://www.irsa.cnr.it/Docs/Notiz/notiz2007_\(03\).pdf](http://www.irsa.cnr.it/Docs/Notiz/notiz2007_(03).pdf)

Buffagni A., Erba S., Aste F., Mignuoli C., Scaniu G., Sollazzo C., Pagnotta R. 2008. Direttiva 2000/60EC (WFD). Condizioni di riferimento per fiumi e laghi. Classificazione dei fiumi sulla base dei macroinvertebrati acquatici. *Notiziario dei metodi analitici Numero speciale 2008*. IRSA-CNR. , Brugherio (MI) [http://www.irsa.cnr.it/Docs/Notiz/notiz2008_\(NS\).pdf](http://www.irsa.cnr.it/Docs/Notiz/notiz2008_(NS).pdf)

Busacker G.P., Adelman I.R. & Goolish E.M., 1990. Growth, in *Methods for Fish Biology*. Schreck C.B. and Moyle P.B. eds, American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, pp 363-388.

CEMAGREF, 1982. Etude des méthodes biologiques quantitative d'appréciation de la qualité des eaux. Rapport Q.E. Lyon-A.F. Bassin Rhône-Méditerranée-Corse, Lyon, France.

- Forneris G., Merati F., Pascale M. e Perosino G.C., 2011.** Indice Ittico (versione 2011). C.R.E.S.T. (TO), 31pp.
- Klemm D.J., Stober Q.J. & Lazorchak J.M., 1993.** *Fish field and laboratory methods for evaluating the biological integrity of surface waters.* EPA/600/R-92/111. Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati OH, 348 pp.
- Marcus M.D., Young M.K., Noel L.E. & Beth A., 1990.** *Salmonid-habitat relationships in the western United States.* Gen. Tech. Rep. RM-188. Fort Collins, CO. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station. 84 pp.
- Mc Cain M., Fuller D., Decker L. & Overton K, 1990.** Stream Habitat Classification and Inventory Procedures for Northern California. *FHR Currents, R-5's Fish Habitat Relationships Technical Bulletin 1*, 15 pp.
- Petersen R.C., 1982.** The RCE: a Riparian, Channel, and Environmental Inventory for small streams in the agricultural landscape. *Freshwater Biology* **27**: 295-306.
- Siligardi M. & Maiolini B., 1993.** L'inventario delle caratteristiche ambientali dei corsi d'acqua alpini: guida all'uso della scheda RCE-2. *Biologia ambientale* **VII, 30**: 18-24.
- Turin P., Maio G., Zanetti M., Bilò M.F., Salviati S. & Rossi V., 1999.** Carta Ittica della Provincia di Rovigo. Ed. Provincia di Rovigo, 328 pp.
- White R.J., 1973.** Stream channel suitability for coldwater fish, in *Proceedings of the 28th Annual Meeting of the Soil Conservation Society of America, (Plants, Animals and Man)*, Hot Springs, Arkansas, pp. 61-79.
- Zerunian S., 2004.** Proposta di un Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche viventi nelle acque interne italiane. *Biologia Ambientale*, 18 (2): 25-30.
- Zerunian S., 2007.** Primo aggiornamento dell'Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche. *Biologia Ambientale*, 21 (2): 43-47.
- Zerunian S., Goltara A., Schilpani I, Boz B., 2009.** Adeguamento dell'Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche alla Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE. *Biologia Ambientale*, 23 (2): 15-30.