



UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI PERUGIA

DOTTORATO DI RICERCA IN BIOLOGIA E ECOLOGIA

XXII CICLO

settore scientifico disciplinare BIO/07 - ECOLOGIA

**Indici di struttura ed accrescimento standard per le principali
specie ittiche autoctone nel bacino del fiume Tevere**

Dott. GIOVANNI PEDICILLO

COORDINATORE:

Prof. Fabio Franciolini

RELATORE:

Dott. Massimo Lorenzoni

A.A. 2009/10

1	Introduzione	1
2	Area di studio	7
3	Comunità ittiche dell'area indagata	19
4	Specie ittiche analizzate	25
4.1	Trota fario	26
4.2	Barbo tiberino	29
4.3	Cavedano	31
4.4	Rovella	33
4.5	Vairone	35
5	Materiali e metodi	37
5.1	Parametri ittici	38
5.2	Determinazione dell'età	42
5.3	Determinazione delle curve di riferimento per l'accrescimento	45
5.3.1	Accrescimento teorico in lunghezza	43
5.3.2	Regressione lunghezza – peso (RLP)	47
5.4	Relative Stock Density (RSD) e Proportional Stock Density (PSD)	51
6	Risultati	59
6.1	Accrescimento teorico in lunghezza	58
6.1.1	Trota fario	57
6.1.2	Barbo tiberino	63
6.1.3	Cavedano	66
6.1.4	Rovella	69
6.1.5	Vairone	72
6.2	Regressione lunghezza – peso (RLP)	75
6.2.1	Trota fario	76
6.2.2	Barbo tiberino	84
6.2.3	Cavedano	91
6.2.4	Rovella	98
6.2.5	Vairone	104
6.3	Relative Stock Density (RSD) e Proportional Stock Density (PSD)	111
6.3.1	Trota fario	112
6.3.2	Barbo tiberino	126
6.3.3	Cavedano	134
6.3.4	Rovella	142
6.3.5	Vairone	150

7 Conclusioni	159
Bibliografia	169
Appendice	185

CAPITOLO 1

INTRODUZIONE

1 – INTRODUZIONE

La valutazione delle caratteristiche di una popolazione ittica spesso necessita di un confronto con altre popolazioni provenienti da regioni, stati o corsi d'acqua diversi. Metodi standardizzati sviluppati per confrontare le caratteristiche di popolazioni ittiche differenti aumentano fortemente la comunicazione tra gli ittiologi, migliorano l'efficienza dell'analisi dei dati e forniscono indicazioni che aiutano le azioni gestionali (Jackson et al., 2008).

L'accrescimento, in particolare, rappresenta una delle caratteristiche più studiate nei pesci poiché costituisce un buon indicatore della salute sia dei singoli individui che di una popolazione nel suo complesso (Putman et al., 1995). I pesci, infatti, possono sacrificare l'accrescimento somatico quando sono sottoposti a stress ambientali, quali variazioni sfavorevoli della temperatura, scarsa qualità dell'acqua, bassa disponibilità di risorse alimentari ed elevate densità di popolazione (Ferreri e Taylor, 1996). Esemplari in buona salute, invece, mostrano generalmente elevati tassi di accrescimento, favoriti dalla presenza di condizioni ambientali ideali. L'accrescimento individuale, pur essendo controllato da fattori endogeni (ad esempio fattori genetici), è influenzato, quindi, anche da agenti esterni (Weatherley e Gill, 1987). Per tali motivi, la verifica di un buon accrescimento risulta particolarmente importante poiché fornisce una valutazione integrata delle condizioni ambientali e dei fattori endogeni che agiscono sui pesci (Kitchell et al., 1977; Momot et al., 1977; Summerfelt e Hall, 1987; Kocovsky e Carline, 2001). L'analisi dell'accrescimento, pertanto, rappresenta un'utile metrica per valutare la disponibilità di alimento e l'adeguatezza dell'habitat, che si dimostra così adatto al mantenimento di una determinata specie; tale tipo di analisi fornisce, inoltre, indicazioni sulle misure da adottare per gestire le popolazioni ittiche (taglia minima di cattura, tipologia degli attrezzi di pesca consentiti, etc.) e permette, a distanza di tempo, di verificarne l'efficacia (Quist et al., 2003). L'accrescimento, inoltre, produce effetti diretti ed indiretti anche sulle dinamiche di reclutamento e sulle interazioni trofiche, alterando l'età di prima riproduzione e la struttura di popolazione sia delle prede che dei loro predatori (Quist et al., 2003).

Per alcune caratteristiche delle popolazioni ittiche, esistono dei metodi standardizzati mediante i quali è possibile, ad esempio, valutare la struttura in lunghezza o la condizione di una o più popolazioni rispetto a condizioni di riferimento; per quanto riguarda l'accrescimento, invece, sebbene siano numerose le specie per le quali sono state descritte le relazioni esistenti tra la lunghezza e l'età o tra la lunghezza ed il peso, poche sono le metodiche che forniscono, per una data specie, dei valori di riferimento rispetto ai quali è possibile confrontare e giudicare in modo oggettivo popolazioni differenti (Hubert, 1999).

Uno dei primi tentativi di costruire delle curve di riferimento per valutare la qualità dell'accrescimento nei pesci è stato effettuato da Hickley e Dexter (1979) utilizzando dati di lunghezza ed età di alcune specie ittiche delle isole britanniche. All'interno di ciascuna specie gli autori hanno determinato, per ogni età, una lunghezza di riferimento; in tal modo, l'accrescimento di una data popolazione poteva essere giudicato lento, normale o veloce se i valori delle lunghezze misurate alla diverse età risultavano rispettivamente inferiori, uguali o superiori a quelle di riferimento.

Casselman e Crossman (1986) hanno usato il modello di accrescimento di von Bertalanffy per stimare le lunghezze di riferimento per le diverse età di *Esox masquinongy* Mitchill in Nord America, mentre Hubert (1999) ha utilizzato come accrescimento standard per *Ictalurus punctatus* (Rafinesque) i valori percentili delle lunghezze medie raggiunte alle diverse età in 102 popolazioni nordamericane.

Metodi analoghi a quelli di Casselman e Crossman (1986) e di Hubert (1999) sono stati usati da Quist et al. (2003) per sviluppare i percentili standard per *Sander vitreus* (Mitchill) e da Jackson e Hurley (2005) per *Pomoxis annularis* Rafinesque e per *P. nigromaculatis* (Lesueur) in Nord America. Quist et al. (2003), inoltre, in maniera simile a Hickley e Dexter (1979), hanno utilizzato le lunghezze di riferimento all'età da loro calcolate per sviluppare il *Relative Growth Index* ($RGI = L_t \times L_s^{-1} \times 100$ dove L_t è la lunghezza osservata all'età t , mentre L_s rappresenta la lunghezza predetta ad una specifica età da un modello di accrescimento standard. Questo indice può essere utilizzato per riassumere ed interpretare l'accrescimento di una popolazione ittica. Infatti, analogamente a Hickley e Dexter (1979), valori di RGI superiori a 100 indicano un accrescimento veloce, mentre valori inferiori a 100 indicano un accrescimento lento. Successivamente Jackson et al., (2008) hanno esteso lo sviluppo di standard di accrescimento ad altre nove specie ittiche nordamericane.

L'accrescimento di una specie ittica può essere analizzato non solamente mediante la relazione esistente tra la lunghezza e l'età, ma anche per mezzo della relazione tra la lunghezza ed il peso degli esemplari. Tale relazione ha diverse applicazioni:

- a) stimare il peso di un individuo conoscendo la sua lunghezza e viceversa;
- b) calcolare la produzione e la biomassa delle popolazioni ittiche (Anderson e Gutreuter, 1983; Safran, 1992; Petrakis e Stergiou, 1995; Dulčić e Kraljević, 1996; Moutopoulos e Stergiou, 2002);
- c) permettere confronti di tipo morfologico tra specie o tra popolazioni della stessa specie in habitat o regioni differenti (Gonçalves et al., 1997; Moutopoulos e Stergiou, 2002);
- d) seguire le variazioni stagionali dell'accrescimento e stimare gli indici di condizione (Anderson e Gutreuter, 1983; Safran, 1992; Richter et al., 2000).

La relazione tra la lunghezza ed il peso nei pesci è utile, quindi, per capire la loro sopravvivenza, l'accrescimento, la maturità, la riproduzione e lo stato di benessere generale (Le Cren, 1951).

Allo stato attuale, però, non sono state ancora elaborate condizioni di riferimento per la fauna ittica italiana che permettano di valutarne l'accrescimento, sia in termini di relazione lunghezza – peso che di lunghezza – età.

L'interazione tra le caratteristiche biologiche ed ecologiche di una specie ittica e i fattori di pressione di origine antropica (carico trofico, inquinamento chimico, pressione di pesca, alterazione degli habitat) o naturale (ad es. fattori climatici o idrologici) condiziona, oltre che l'accrescimento, anche i tassi di natalità e mortalità delle singole coorti in una popolazione, modellando la distribuzione delle classi di età e di taglia e dunque la sua struttura (Volta et al., 2010). La conoscenza della struttura di una popolazione e dei suoi cambiamenti nel tempo rappresenta, quindi, uno strumento per analizzare le dinamiche che avvengono all'interno della popolazione ed aiutano ad identificarne eventuali problematiche come, ad esempio, la scarsa consistenza di certe classi di età, un accrescimento lento o un'eccessiva mortalità (Neumann e Allen, 2007). La sua analisi costituisce, per questo, un valido supporto allo studio dello sfruttamento delle risorse ittiche, oltre che fornire un notevole aiuto per pianificare gli interventi a sostegno delle popolazioni (ripopolamenti) e regolamentare l'attività di pesca. Raggiunta una certa stabilità, infatti, le naturali fluttuazioni delle dimensioni di una popolazione non influiscono sulla sua struttura che, però, può essere alterata da fattori esterni: un'eccessiva pressione di pesca, soprattutto se il prelievo agisce in maniera differenziale in base alle dimensioni degli individui, una cattiva qualità delle acque, l'esistenza di ostacoli che frammentano la popolazione (dighe, traverse) oppure la presenza di specie competitive possono disturbare gli equilibri interni tra gli individui, distorcendo ed alterando la struttura della popolazione.

Lo studio della struttura per età di una popolazione rappresenta, anche, un elemento importante per la definizione dello stato ecologico della fauna ittica ai sensi della Direttiva 2000/60/CE (EU, 2000), sia negli ambienti lentiche che lotici. In quest'ottica, le differenze rilevabili tra le caratteristiche delle popolazioni ittiche (ad esempio il numero e la frequenza delle specie, la struttura demografica delle popolazioni) di specifici siti di campionamento e quelli attesi (condizioni di riferimento), possono essere interpretate come risposte a perturbazioni ambientali (Tancioni et al., 2005). Lo studio delle popolazioni ittiche e la descrizione della loro struttura in termini di classi di età o di taglia rappresenta, quindi, un presupposto fondamentale per una gestione razionale delle stesse, sia nell'ottica della conservazione sia in quella dello sfruttamento sostenibile.

Gli istogrammi di frequenza delle età o delle lunghezze sono tra i metodi più utilizzati per descrivere la struttura di una popolazione ittica; il primo presenta lo svantaggio di essere un metodo dispendioso in quanto necessita che venga assegnata l'età agli esemplari appartenenti alla popolazione, mentre il secondo risulta più semplice da costruire poiché si basa solo su dati di lunghezza (Bonar, 2002; Gassner e Wanzenböck, 2005). Entrambi i metodi, però, spesso possono risultare difficili da interpretare qualora non si conoscano gli standard di riferimento attraverso i quali si può stabilire se le frequenze delle lunghezze o delle età di una popolazione sono ottimali per una data situazione (Bonar, 2002). A tale scopo, negli ultimi decenni in Nord America, per le principali specie ittiche di interesse per la pesca sportiva sono stati sviluppati degli indici strutturali basati sulle distribuzioni di frequenza delle lunghezze. Tali indici, facilmente calcolabili, permettono di giudicare la struttura di una popolazione ittica e valutare sinteticamente il suo grado di scostamento da condizioni di naturalità.

Il primo tentativo di utilizzare le frequenze delle lunghezze di una popolazione ittica per valutare la sua struttura è stato effettuato da Anderson (1976) che ha proposto il *Proportional Stock Density* (PSD). Il PSD rappresenta la percentuale di esemplari di una determinata categoria di taglia presenti in una popolazione. Tale indice è calcolato come il numero di pesci superiore alla cosiddetta taglia *quality* diviso il numero di pesci superiore alla taglia *stock*, dove per esemplari *stock* si intendono quelli per i quali i pescatori sportivi nutrono scarso interesse perché di piccole dimensioni, mentre la taglia *quality* è definita come la misura minima di un pesce che la maggior parte dei pescatori desidera catturare (Gabelhouse, 1984).

Per analizzare la struttura di una popolazione ittica con maggiore dettaglio, Gabelhouse (1984) ha elaborato un sistema di categorizzazione costituito non più da due sole classi di taglia, bensì da cinque (*stock*, *quality*, *preferred*, *memorable* e *trophy*), sviluppate sulla base delle aspettative dei pescatori sportivi. Riprendendo la terminologia di Wege e Anderson, 1978, tale indice è stato definito *Relative Stock Density* (RSD) ed i valori di riferimento per le diverse categorie di taglia di una determinata specie sono calcolati come percentuale rispetto alla taglia massima della specie registrata a livello mondiale. Ad esempio, per determinare il valore di riferimento per la taglia *stock* si utilizza un range di lunghezze pari al 20 – 26% della taglia massima.

Sebbene il PSD e l'RSD siano largamente utilizzati in Nord America, in Europa il loro impiego è ancora limitato.

Il primo tentativo di applicare questi indici in Europa è stato effettuato da Gassner et al. (2003) per determinare la qualità delle comunità ittiche di due laghi prealpini nell'ottica della Direttiva 2000/60/CE (EU, 2000). In questo lavoro gli autori hanno proposto un metodo

alternativo per determinare i valori di riferimento delle diverse categorie di taglia basato, non più sulla percentuale della taglia massima, ma su due parametri: la lunghezza massima registrata per la specie in esame nell'area di studio e la lunghezza a cui gli esemplari raggiungono la maturità sessuale.

Questo metodo è stato in seguito ripreso da Zick et al. (2007) per valutare la struttura di alcune popolazioni di *Salvelinus alpinus* (Linnaeus) in laghi alpini austriaci. In questo caso gli autori, per determinare i valori di riferimento delle classi di taglia, insieme alla lunghezza alla maturità, hanno utilizzato il parametro L_{∞} del modello di accrescimento di von Bertalanffy (1938); L_{∞} rappresenta la lunghezza massima teorica che gli esemplari di una popolazione potrebbero raggiungere se si accrescessero indefinitamente.

In Italia, la procedura seguita da Zick et al. (2007) è stata utilizzata per sviluppare il Lake Fish Index (Volta et al., 2010), un indice multimetrico per la valutazione dello stato di qualità ecologica dei laghi italiani, secondo le indicazioni della Direttiva 2000/60/CE (EU, 2000). In questo caso gli autori riportano i valori di riferimento per le taglie *stock* e *quality* delle specie ittiche chiave dei laghi italiani. Allo stato attuale mancano, però, i valori di riferimento delle categorie di taglia per il calcolo degli indici di struttura relativi alle specie ittiche italiane delle acque correnti.

Gli scopi della ricerca sono, pertanto:

1. Sviluppare dei modelli standard sia per la relazione lunghezza - età che per la relazione lunghezza - peso che possano servire da riferimento per valutare l'accrescimento delle popolazioni delle principali specie ittiche presenti in Italia centrale: la trota fario *Salmo (trutta) trutta* Linnaeus 1758, il cavedano *Leuciscus cephalus* (Linnaeus 1758), il barbo tiberino *Barbus tyberinus* Bonaparte 1839, la rovella *Rutilus rubilio* (Bonaparte 1837) ed il vairone *Telestes muticellus* (Bonaparte 1837).
2. Determinare, per ciascuna delle specie sopra riportate, i valori di riferimento che delimitano le categorie di lunghezza per il calcolo del PSD utilizzando i due metodi presenti in letteratura: quello tradizionale di Gabelhouse (1984) e quello di Gassner et al. (2003) modificato da Zick et al. (2007).
3. Valutare quale tra questi due metodi fornisce la risposta migliore nel giudicare la qualità della struttura delle popolazioni ittiche esaminate.

CAPITOLO 2

AREA DI STUDIO

2 – AREA DI STUDIO

L'area indagata comprende i corpi d'acqua presenti nel bacino del fiume Tevere e quelli che fanno riferimento al Parco Nazionale dei Monti Sibillini.

Bacino del fiume Tevere

Il bacino del fiume Tevere copre circa 1/20 del territorio nazionale e si estende su di una superficie di 17.156 km² (Viappiani, 1917) interessando i confini amministrativi di 7 Regioni (Emilia Romagna, Umbria, Toscana, Marche, Abruzzo, Molise e Lazio) e 12 Province, sebbene il 90% del suo bacino si concentri in Umbria e Lazio. Il fiume nasce dal monte Fumaiolo, in Emilia Romagna nell'Appennino Tosco - Emiliano, ad una quota di circa 1.270 m s.l.m. e, dopo aver attraversato la Toscana, l'Umbria ed il Lazio, con un percorso di 405 km che si snoda in gran parte parallelo all'asse della penisola italiana, sfocia nel mare Tirreno (Moretti, 1966) (Figura 2.1). Il bacino è limitato ad Est dalla dorsale dell'Appennino Umbro – Marchigiano, con cime che raggiungono i 2.200 m s.l.m., mentre ad Ovest, sui rilievi toscano – laziali, lo spartiacque non supera i 1000 m di quota.



Figura 2.1 – Bacino del fiume Tevere.

I principali affluenti di destra del fiume Tevere sono (Silvestro, 1978) (Figura 2.2):

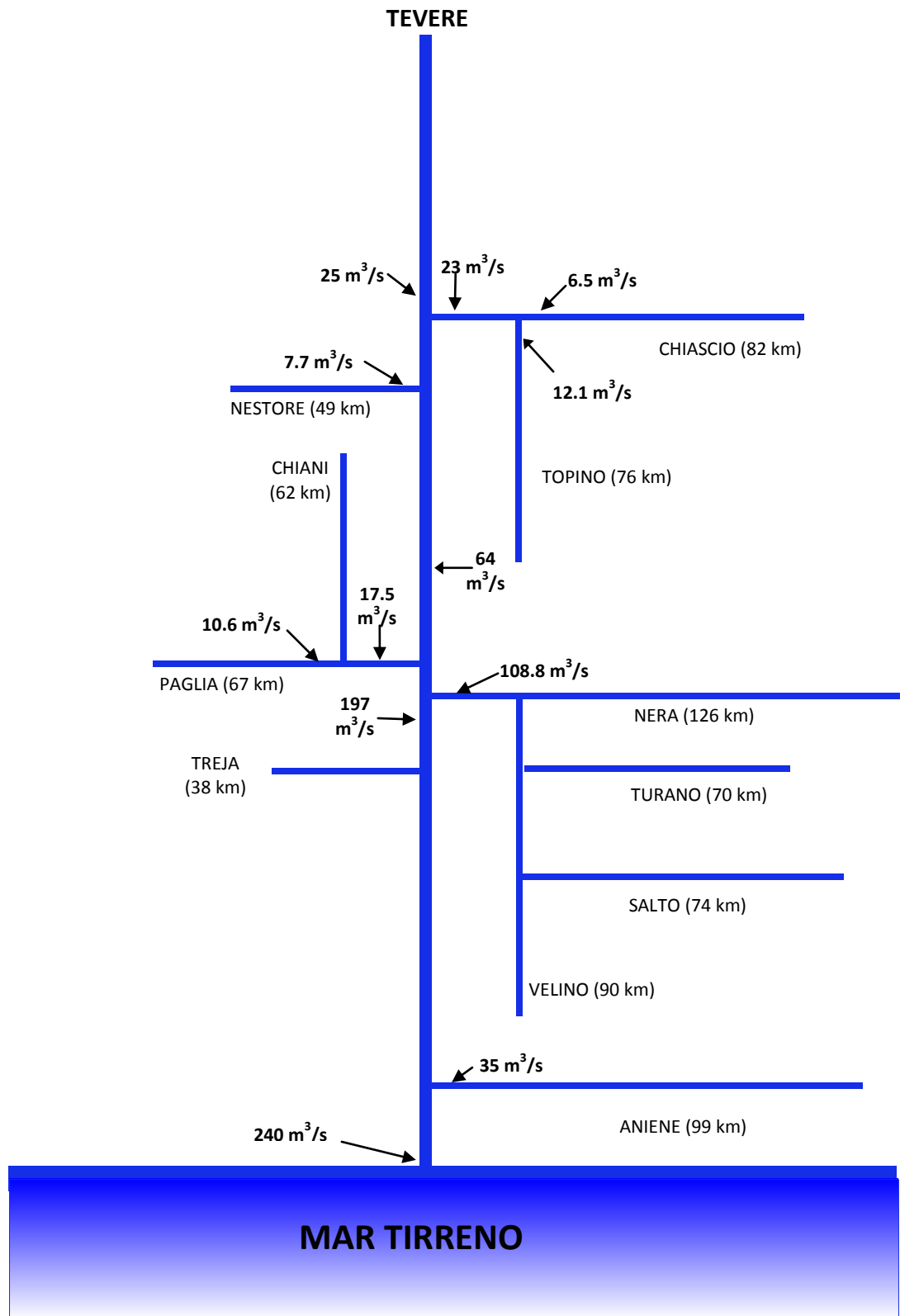


Figura 2.2 – Asta rettificata del fiume Tevere e dei suoi principali affluenti.

- ✓ il Nestore che confluisce nel Tevere a 151 km dalla sorgente, con una lunghezza di 49 km ed un bacino di 1033.96 km² (compreso quello del lago Trasimeno, circa 310 km²);
- ✓ il Paglia, con una lunghezza pari a 67 km ed un bacino di 1338.14 km². Confluisce nel corpo idrico principale a 199 km dalla sorgente;
- ✓ il Treja che presenta una lunghezza di 38 km, un bacino di 419.59 km² e confluisce nel Tevere a 268 km dalla sorgente.

I principali affluenti di sinistra sono:

- ✓ il Chiascio che ha una lunghezza di 82 km, un bacino di 1963.01 km² e confluisce nel Tevere a 134 km dalla sorgente;
- ✓ il Nera, con una lunghezza di 126 km ed un bacino di 4280.24 km². Si immette nel Tevere ad una distanza di 239 km dalla sorgente;
- ✓ l'Aniene, con una lunghezza di 99 km ed un bacino di 1446.17 km², confluisce con il Tevere al km 353 dalla sorgente.

Lungo il tratto toscano e umbro del corso del Tevere sono stati creati alcuni invasi artificiali mediante sbarramenti che influenzano fortemente il regime idraulico del fiume:

- ✓ Montedoglio, situato in Toscana a circa 30 km dalla sorgente, ha una capacità di 153 Mm³ ed è utilizzato per scopi irrigui;
- ✓ Corbara, situato nel comune di Orvieto a circa 190 km dalla sorgente, ha una capacità di 192 Mm³ ed è utilizzato per scopi idroelettrici;
- ✓ Alviano, nel comune omonimo situato circa 20 km a valle della diga di Corbara. Presenta una capacità di 10.65 Mm³ ed è utilizzato per scopi idroelettrici;
- ✓ Nazzano, situato nei pressi di Roma, è utilizzato per scopi idroelettrici e presenta una capacità di 18 Mm³;
- ✓ Castel Giubileo, situato all'interno della città di Roma, è utilizzato per scopi idroelettrici ed ha una capacità di 16 Mm³.

Dal punto di vista orografico e geologico, relativamente ai principali bacini del Tevere, si possono distinguere tre zone (Mearelli et al., 1996a).

La zona che comprende tutto l'alto Tevere, dalle origini fino alla confluenza del Nera (8412.4 km²) è caratterizzata da un'altitudine media di 437.2 m s.l.m.. I valori maggiori si rinvencono nella parte più settentrionale del bacino (altitudine media: 729.0 m s.l.m.), seguono il bacino del Chiascio (529.7 m s.l.m.) e poi quello del Paglia (443.4 m s.l.m.).

La seconda zona, che comprende l'intero bacino del Nera dalla sorgente fino allo sbocco nel Tevere (4280.2 km²), presenta l'altitudine media più elevata dell'intero bacino del

Tevere (903.1 m s.l.m.), anche se alcuni bacini secondari presentano altitudini medie superiori ai 1000 m s.l.m.. In quest'area sono, infatti, presenti alcuni tra i gruppi più elevati dell'Appennino Centrale, come il monte Velino (2487 m s.l.m.) ed il monte Terminillo (2253 m s.l.m.).

La terza zona comprende il bacino del Tevere dalla confluenza con il Nera fino alla foce in mare (4463.6 km²); tale territorio, anche se rappresenta il corso inferiore del Tevere, continua a presentare una quota media significativa (342.4 m s.l.m.) grazie alla presenza di alcuni gruppi montuosi della catena appenninica che costituiscono il bacino dell'Aniene.

Nel suo complesso il bacino del fiume Tevere presenta un'altitudine media pari a 524.1 m s.l.m. (Mearelli et al., 1996a).

Per quanto riguarda l'aspetto geologico, il bacino del fiume Tevere risulta per la maggior parte costituito da terreni di origine sedimentaria e, solo in piccola parte, da terreni vulcanici (Silvestro, 1978). Questi ultimi, formati principalmente da trachiti, basalto, lava ed altri materiali vulcanici, mancano completamente nel versante appenninico, mentre rappresentano la parte più elevata del monte Amiata e dei Colli Laziali, dove danno origine al gruppo dei laghi dell'Italia Centrale (Vico, Nepi, Albano e, fuori dal bacino del Tevere, Bolsena e Bracciano). In relazione al comportamento rispetto all'idrologia, questi terreni risultano quasi sempre permeabili o semipermeabili grazie alla presenza di numerose fratture e litoclasti e non, quindi, per assorbimento diretto da parte del materiale compatto.

I terreni di origine sedimentaria si possono classificare come appartenenti al quaternario (occupano generalmente le parti vallive e sono costituiti da terreni alluvionali o da sabbie più o meno argillose), al terziario (quasi esclusivamente calcari compatti) ed al secondario (calcari scistosi, scisti e marne argillose, arenarie). In genere le arenarie, le marne e gli scisti possono ritenersi impermeabili, mentre i calcari sono considerati permeabili. Relativamente al bacino del fiume Tevere, la parte ad Ovest del meridiano di Monte Mario, unitamente alla porzione settentrionale del bacino dell'alto Chiascio e di quella dell'alto Topino e ad alcune limitate aree che occupano le valli del Salto e del Turano (affluenti del Velino), è costituita da terreni impermeabili (arenarie, scisti, sabbie argillose e argille), mentre la parte ad est di tale meridiano, ad esclusione delle aree sopra menzionate, è costituita da terreni permeabili. Riassumendo, quindi, si può dire che la parte dell'alto Tevere fino alla confluenza del Nera è costituita da terreni pianeggianti tutti impermeabili, mentre l'area comprendente l'intero bacino del Nera è montuosa con terreni a carattere permeabile, ma in entrambi i casi di origine quasi esclusivamente sedimentaria (Mearelli et al., 1996a); l'area del bacino del Tevere che va dalla confluenza del Nera fino alla foce risulta in parte costituita da

terreni permeabili e semipermeabili di origine vulcanica ed in parte da terreni impermeabili di origine sedimentaria.

Dal punto di vista idromorfologico il tratto montano dell'asta principale del fiume Tevere, dalla sorgente fino alla stretta di Gorgabuia, in Toscana, ed i corsi d'acqua che a lui afferiscono, tra i quali il più rilevante risulta il torrente Singerna, presentano un carattere torrentizio, substrato irregolare e roccioso, acque basse, veloci e con elevata turbolenza (Regione dell'Umbria, 1997). In quest'area, sia il Tevere che i suoi affluenti, a causa della natura scarsamente permeabile dei bacini di alimentazione, presentano un basso deflusso e le portate superficiali dipendono fortemente dall'andamento pluviometrico; durante l'anno i valori massimi di portata media mensile si registrano nel periodo invernale (gennaio-febbraio), mentre i valori minimi vengono raggiunti in estate. La portata media annua stimata nella prima sezione del tratto umbro del fiume Tevere (a monte del torrente Selci) risulta di poco inferiore a $5 \text{ m}^3/\text{s}$, mentre a monte della confluenza con il Chiascio raggiunge quasi i $25 \text{ m}^3/\text{s}$. Il tratto intermedio del Tevere, fino alla confluenza con il fiume Nera, presenta anch'esso un regime torrentizio; il substrato risulta in prevalenza costituito da ciottoli e, a causa della pendenza variabile, il fiume presenta un'alternanza di tratti con pozze di media profondità e tratti a scorrimento veloce, moto turbolento e modesta profondità. Nella stazione idrometrica di Ponte Nuovo (Torgiano) la portata media annua misurata risulta di pari a $46 \text{ m}^3/\text{s}$, mentre nella stazione di Montemolino (Todi), situata più a valle, pur avendo una portata annua naturale stimata in $64 \text{ m}^3/\text{s}$, il Tevere, a causa dei prelievi, presenta una portata annua misurabile di $11 \text{ m}^3/\text{s}$. A valle della confluenza con il Paglia, invece, assume una connotazione tipicamente fluviale dovuta anche alla regimazione delle portate effettuate dall'invaso di Corbara; a monte della confluenza con il Nera la portata annua misurabile risulta di $86 \text{ m}^3/\text{s}$ (portata naturale: $88 \text{ m}^3/\text{s}$).

A valle della confluenza con il Nera il regime di portata del Tevere cambia nettamente: il sistema Nera – Velino e l'Aniene sono, infatti, caratterizzati da una portata estremamente stabile durante l'anno poiché sono alimentati prevalentemente da acque sotterranee provenienti dalle dorsali carbonatiche umbro – marchigiane (il Nera) e laziali – abruzzesi (il Velino e l'Aniene); poco più a valle della confluenza con il Nera la portata media annua misurabile è pari a $175.1 \text{ m}^3/\text{s}$ (portata naturale: $197.2 \text{ m}^3/\text{s}$) (Regione dell'Umbria, 1997). Un ulteriore contributo alla stabilizzazione delle portate proviene, in riva destra, dal Treja e da altri corsi minori che drenano gli apparati vulcanici laziali.

Nel suo tratto finale, fino alla foce, il Tevere presenta un carattere lentico e regime tipicamente fluviale, messo in evidenza sia dall'incremento del deflusso medio annuo che

dall'attenuazione della variabilità stagionale dei deflussi. Alla foce la portata media annua risulta circa 240 m³/s.

Sottobacino Chiascio. La presenza di rocce calcaree permeabili che costituiscono il massiccio del monte Cucco caratterizza il tratto iniziale del bacino del Chiascio; alla base di tale formazione si rinvencono, così, numerose sorgenti, che garantiscono al corso d'acqua un deflusso di base costante, mentre il restante bacino risulta scarsamente permeabile dando origine, quindi, ad una circolazione superficiale a carattere torrentizio. Per tali motivi, il Chiascio, pur essendo un fiume permanente, è soggetto ad una forte variabilità della portata. A monte della confluenza del fiume Topino la portata media annua misurabile è pari a 6.2 m³/s (portata naturale: 6.5 m³/s), mentre prima della confluenza del Tevere aumenta fino a 19.7 m³/s (portata naturale: 23.0 m³/s). La pendenza media dell'alveo è dello 0.7%. Poco a monte dell'abitato di Valfabbrica, lungo il corso del fiume, mediante uno sbarramento, è stato creato un invaso artificiale a scopi irrigui e potabili, il lago di Valfabbrica, che a massimo invaso avrà una superficie di 20 km² e un volume di 186 Mm³ (Regione dell'Umbria, 1997). Il principale affluente del Chiascio è rappresentato dal fiume Topino che ha una pendenza media di circa l'1%; il fiume Topino ha origine dalla dorsale appenninica e la parte alta del suo corso è alimentata da corsi d'acqua a carattere perenne (tra i principali il torrente Menotre) derivanti da sorgenti carbonatiche. Il tratto inferiore, invece, è alimentato dal sistema Teverone – Timia – Marroggia il cui regime idrologico presenta forte variabilità stagionale, fortemente influenzato dall'andamento pluviometrico e dalla gestione della diga di Arezzo, un piccolo invaso artificiale costruito lungo il torrente Marroggia. A monte della confluenza del Chiascio, il Topino presenta una portata media misurabile di 10.0 m³/s (portata naturale: 12.1 m³/s).

Sottobacino Nestore. Il reticolo idrografico del bacino del fiume Nestore è contrassegnato da un deciso carattere torrentizio, con una portata media annua misurabile di poco superiore a 8 m³/s (portata naturale: 7.7 m³/s); nel corso dell'anno le portate subiscono notevoli oscillazioni: da 11 volte la portata media annua a valori nulli nel periodo estivo. Un comportamento analogo è presentato dal suo principale affluente, il torrente Caina (portata media annua: 2.0 m³/s) che riceve da un canale emissario artificiale le acque di sfioro del Lago Trasimeno. Quest'ultimo rappresenta, per estensione, il quarto lago d'Italia con un bacino idrografico di circa 400 km² (comprensivi dello specchio lacustre) se si considera l'ampliamento effettuato mediante un collegamento artificiale (canale dell'Anguillara) ai bacini idrografici dei torrenti Rigo Maggiore, Tresa, Moiano e Maranzano; la superficie molto estesa dello specchio d'acqua (124 km²) e la scarsa profondità lo caratterizzano come il maggiore lago laminare italiano (Ghetti et al., 2007) (Tabella 2.1). Essendo privo di affluenti naturali, il regime

idrologico del Lago Trasimeno risulta irregolare e fortemente influenzato dall'andamento pluviometrico, con continue oscillazioni annuali del livello delle sue acque.

Quota media del bacino idrografico (m s.l.m.)	257
Superficie del bacino idrografico (km²)	396
Superficie del lago (km²)	124
Perimetro del lago (km)	53.1
Indice di sinuosità (v.a.)	1.34
Profondità massima (m)	6.3
Profondità media (m)	4.72
Volume (Mm³)	586
Tempo di ricambio (anni)	24.4
Piovosità media (mm)	666

Tabella 2.1 – Principali caratteristiche del Lago Trasimeno e del suo bacino idrografico.

Sottobacino Paglia. Il sistema idrografico del fiume Paglia è caratterizzato da due aste fluviali principali con caratteristiche morfologiche e litologiche differenti: il Paglia ed il torrente Chiani, suo principale tributario (lunghezza: 62 km; superficie bacino: 458 km²) (Mearelli et al., 1996b). Il bacino del Paglia risulta in parte costituito da terreni vulcanici, con permeabilità medio – alta, ed il fiume presenta un regime idrologico a carattere torrentizio (portata media annua alla confluenza con il Tevere: 17.2 m³/s). Il bacino del Torrente Chiani raccoglie le acque della Val di Chiana romana (CNR, 1982) ed è, invece, caratterizzato da depositi fluvio - lacustri con bassa permeabilità, per cui presenta variazioni stagionali del regime idrologico superiori a quelle del Paglia (portata media annua alla confluenza con il Paglia: 5.6 m³/s).

Sottobacino Nera. Il fiume Nera, unitamente alla gran parte dei corsi d'acqua presenti nel suo bacino, rappresenta l'unico corso d'acqua umbro a presentare un regime idrologico tipicamente fluviale, grazie all'elevata permeabilità dei terreni che assicurano un'abbondante alimentazione di base alla circolazione idrica superficiale; tale attributo è accentuato dalle caratteristiche altimetriche del bacino con precipitazioni che sono per buona parte nevose: la portata media annua alla confluenza con il Tevere supera i 100 m³/s e durante l'anno le portate medie mensili non si discostano da questo valore. Il deflusso naturale del fiume Nera è stato fortemente modificato a causa di importanti derivazioni per scopi idroelettrici presenti lungo il suo percorso. Le principali sono costituite dal Canale Medio Nera e dal Canale Reatino. Il primo, lungo 42 km, ha la funzione di derivare parte delle acque del Nera e dei suoi affluenti Corno e Vigi dall'Alta Valnerina verso il Lago di Piediluco. Quest'ultimo, con una superficie di 1.67 km² ed un perimetro di circa 15 km, è per estensione, il secondo lago umbro di origine naturale, dopo il Lago Trasimeno. Il suo bacino idrografico naturale, calcolato escludendo i

cambiamenti apportati dall'uomo, ha una superficie di 74.17 km² (parzialmente in territorio laziale) e una quota media di 765 m s.l.m. (Tabella 2.2) (Regione dell'Umbria, 1997). Il Lago di Piediluco è un lago naturale regolato. Oltre al Canale Medio Nera, nel 1925 fu costruito il canale che collega la parte occidentale del lago con il fiume Velino. Attraverso esso, le acque del lago affluiscono alla centrale idroelettrica di Galleto dopo un salto di circa 200 metri (Marmore). Il deflusso delle acque viene regolato mediante una diga mobile costruita a monte della cascata delle Marmore che, in funzione delle esigenze di produzione elettrica, rende il fiume Velino sia immissario che emissario del lago (Pedicillo et al., 2008). L'allaccio del Canale del Medio Nera e del fiume Velino ha determinato l'ampliamento del bacino imbrifero del lago dai 74 km² originari ai circa 3204 km² attuali.

	Massimo invaso (369 m s.l.m.)	Minimo invaso 367.5 m s.l.m.)
Superficie (km ²)	1.704	1.644
Perimetro (km)	15.16	-
Indice di sinuosità (v.a.)	3.28	-
Profondità massima (m)	22.23	10.35
Profondità media (m)	11.46	17.013
Volume (Mm ³)	19.534	-

Tabella 2.2 – Principali caratteristiche morfologiche del Lago di Piediluco.

Il Canale Reatino, lungo circa 8 km, alimenta il lago dell'Aia, un piccolo invaso artificiale (2 Mm³ al massimo invaso) ottenuto dallo sbarramento del torrente omonimo. Lungo il fiume Nera, nel territorio del comune di Narni in Provincia di Terni, è presente un ulteriore bacino artificiale, il Lago di San Liberato con un volume di invaso massimo di 6 Mm³.

Con un bacino idrografico di 2357 km² che si estende in Lazio ed in Abruzzo ed una lunghezza di 90 km, il fiume Velino rappresenta il principale affluente del Nera.

Gli affluenti della parte montana del Nera che presentano un bacino superiore ai 100 km² sono, in sinistra idrografica, il fiume Corno (superficie del bacino: 800 km²; lunghezza: 57 km) che riceve, a sua volta, le acque del fiume Sordo (superficie del bacino: 141 km²; lunghezza: 7 km), mentre, in destra idrografica, il fiume Vigi con un bacino idrografico di 102 km² e una lunghezza di 21 km.

Sottobacino Aniene. Il fiume Aniene, dopo il Nera, rappresenta il principale affluente di sinistra del Tevere. L'elevata piovosità e la natura carsica del territorio, costituito da calcari fessurati, generano varie sorgenti perenni che alimentano svariati corsi d'acqua. A valle di Trevi il fiume scorre in una valle molto incassata ricevendo solo piccoli tributi idrici, fra i quali la

sorgente dell'Inferniglio, che gli tributa da destra portate variabili da 0.1 a 1.6 m³/s. Dopo Subiaco, la valle si allarga e il fiume riceve le acque delle sorgenti dell'Acqua Claudia e dell'Acqua Marcia. Tali sorgenti sono per la maggior parte captate fin dall'epoca Romana dall'omonimo acquedotto, che porta acqua potabile a Roma. Dopo il salto (160 m) della cascata di Tivoli, l'Aniene raggiunge il Tevere presso Roma con una portata media di circa 35 m³/s.

Monti Sibillini

Sui Sibillini prevalgono le rocce calcaree o calcareo marmose, ascrivibili come età al Mesozoico - Basso Terziario (Mearelli et al., 2006). L'area del Parco si può suddividere in 5 unità idrografiche principali:

- ✓ Bacino del fiume Nera
- ✓ Bacino del fiume Chienti
- ✓ Bacino del fiume Tronto
- ✓ Bacino del fiume Aso
- ✓ Bacino del fiume Tenna

Bacino del fiume Chienti. Il fiume Chienti nasce dal versante adriatico della dorsale Appenninica, nell'Appennino Umbro - Marchiagiano e dopo circa 91 km sfocia nel mare Adriatico, a sud di Civitanova Marche. Presenta un bacino idrografico che si estende per una superficie complessiva di 1284 km²; la porzione che ricade all'interno del Parco Nazionale dei Monti Sibillini rappresenta il 12% della superficie totale. La costruzione e la presenza di invasi artificiali per la produzione di energia elettrica (Lago di Fiastra, Lago di Polverina, Lago di Caccamo, Lago di Santa Maria e Lago Le Grazie) hanno modificato in modo abbastanza vistoso sia il corso del fiume che l'assetto del bacino idrografico. Il Chienti riceve numerosi affluenti soprattutto dalla sua destra idrografica: in particolare è da ricordare il torrente Fiastrone, il Fosso dell'Acquasanta ed il Rio Sacro (Mearelli et al., 2006).

Bacino del fiume Tronto. Il fiume Tronto ha origine dai Monti Laghetta e Cardito, appartenenti al complesso dei Monti della Laga. Presenta una lunghezza di 115 km e un bacino imbrifero di circa 1192 km². Il Tronto ha regime appenninico con forti piene nella stagione piovosa autunnale e accentuate magre estive (portata media annua: 17 m³/s). Con una lunghezza di 26 km, il maggior affluente di sinistra del corso d'acqua è rappresentato dal torrente Fluvione. Sempre dalla sinistra idrografica il Tronto riceve il fosso della Camartina, con il suo affluente di sinistra fosso della Pianella, e il fosso Morricone (Mearelli et al., 2006).

Bacino del fiume Aso. L'Aso ha le sue sorgenti tra le pendici occidentali del monte Porche e la Cima della Prata ed ha una lunghezza di 61,5 km. L'area del suo bacino è piuttosto

limitata (appena 283 km²) e non presenta affluenti di rilievo; i suoi tributari, infatti, sono costituiti per lo più da piccoli fossi di modesta portata che in gran parte sono attivi soltanto durante il periodo di scioglimento delle nevi. La porzione che ricade nel territorio del Parco Nazionale dei Monti Sibillini è di circa il 48,9 km², pari al 17% della superficie totale del bacino (Mearelli et al., 2006).

Bacino del fiume Tenna. Il Tenna nasce da vari rami tra le pendici del monte Bove e del monte Porche che poi confluiscono nella sorgente tra il Monte Priora e Monte Sibilla. E' lungo circa 70 km con una portata media di 7 m³/s ed un bacino idrografico che si estende su una superficie di 484 km²; di questi il 20% ricade nel territorio del Parco Nazionale dei Monti Sibillini. I maggiori affluenti provengono dalla sinistra idrografica e sono i torrenti Cossudro, Ambro, Lera, Tennacola ed il Salino. Sotto il profilo orografico, nell'ambito del bacino è possibile distinguere due unità principali: il complesso montuoso occidentale dove, predominano rocce a base calcarea ed in cui sono presenti le maggiori sorgenti e l'area collinare orientale con rilievi la cui altitudine va lentamente riducendosi verso oriente (Mearelli et al., 2006).

CAPITOLO 3

COMUNITÀ ITTICHE DELL'AREA INDAGATA

3 – COMUNITÀ ITTICHE DELL'AREA INDAGATA

La distribuzione delle singole specie ittiche presenti nel bacino del fiume Tevere è fortemente influenzata dalle caratteristiche morfo-idrologiche dei corsi d'acqua e dagli aspetti chimico-fisici e biologici delle acque. Per comprendere meglio come tale interazione possa spiegare la presenza della fauna ittica occorre, tuttavia, considerare che le ittocenosi autoctone delle acque interne italiane hanno subito negli anni un progressivo degrado. L'inquinamento delle acque, le variazioni della morfologia fluviale e dei regimi idrologici, le alterazioni degli habitat sono tra i principali fattori di perturbazione che hanno contribuito a questo deterioramento. A ciò si deve aggiungere l'introduzione delle specie esotiche, che è stato definito una delle più importanti e meno note cause di degrado degli ecosistemi acquatici (Byers et al., 2002).

In origine, il numero di specie che costituivano la fauna ittica del Tevere era abbastanza modesto e caratterizzato da diversi endemismi (Bianco, 1987) e, sebbene tale corso d'acqua sia stato il primo in Italia ad ospitare una specie esotica (la carpa *Cyprinus carpio* Linnaeus 1758, introdotta in epoca Romana) nel tempo non ha subito sostanziali alterazioni, almeno fino alla seconda metà dell'800. A partire da questo periodo, il Tevere è stato oggetto di manipolazioni sempre più intense da parte dell'uomo e ciò ha comportato una grave alterazione della composizione faunistica originale, che è stata modificata in misura notevole. Il numero delle specie ittiche presenti è aumentato dalle 20 originarie ad oltre 40 (Lorenzoni et al., 2006; Tancioni et al., 2010) (Tabella 3.1). Queste introduzioni sono state la causa di una banalizzazione ed omogeneizzazione della fauna ittica mediante inquinamento zoogeografico, perdita dell'identità genetica delle popolazioni indigene, alti livelli di ibridazione ed anche estinzione o riduzione delle comunità locali di specie endemiche (Bianco, 1990).

Molto spesso la relazione tra l'introduzione di una specie esotica e l'estinzione delle specie indigene è soltanto ipotetica poiché le informazioni sullo stato delle popolazioni autoctone risultano spesso scarse. Inoltre, all'introduzione di una specie esotica, spesso, si sovrappongono le alterazioni dell'habitat, rendendo di difficile comprensione i cambiamenti che possono avvenire in una comunità formalmente naturale (Rosecchi et al., 1997). Rispetto al passato (Silvestri, 1892; Anonimo, 1929), le sole specie da considerarsi estinte nel bacino del fiume Tevere risultano quelle migratrici anadrome: lo storione (*Acipenser sturio* Linnaeus 1758) risaliva il corso principale del Tevere oltre la confluenza con il Paglia (Silvestri, 1892), la lampreda di fiume *Lampetra fluviatilis* (Linnaeus 1758) giungeva fino agli affluenti del fiume Topino, mentre la cheppia *Alosa fallax* (Lacépède, 1803) possedeva le sue aree di frega nel fiume Paglia, oltre che nel Tevere (D'Ancona, 1927). Oggi queste specie, così come anche la lampreda di mare (*Petromyzon marinus* Linnaeus 1758), sono ancora occasionalmente presenti

alla foce o nel primo tratto del fiume Tevere (Tancioni et al., 2010; Mancini et al., 2006), ma non sembrano più in grado di riprodursi nelle acque del fiume e, quindi, di dar luogo a popolazioni stabili.

Tali estinzioni possono essere attribuite alle alterazioni dell'habitat, soprattutto la costruzione di ostacoli (sbarramenti, dighe, traverse) che impediscono ai riproduttori di raggiungere i siti idonei alla riproduzione (Sommani, 1967).

Numerosi studi, condotti in periodi di tempo successivi nelle diverse parti del bacino del fiume Tevere per la realizzazione delle varie carte ittiche regionali e provinciali (Colombari et al., 2004; Tancioni et al., 2006; Lorenzoni et al., 2010) oltre a varie altre ricerche sulla biologia e l'ecologia delle diverse specie presenti (Carosi et al., 2004, 2005, 2006a; Bicchi et al., 2006, Mancini et al., 2006), hanno permesso di raccogliere notevoli informazioni sull'abbondanza e la distribuzione della fauna ittica, sia indigena che esotica.

Nel bacino del fiume Tevere sono attualmente presenti 54 specie ittiche, di cui soltanto 24 di origine autoctona (44% del totale); delle 30 esotiche, 13 risultano traslocate e 17 trapiantate, 3 le specie non naturalizzate, 16 le naturalizzate e 11 quelle invasive. La composizione faunistica risulta, quindi, non troppo variegata: 6 specie reofile quali il cavedano *Leuciscus cephalus* (Linnaeus 1758), il barbo tiberino *Barbus tyberinus* Bonaparte 1839, la rovello *Rutilus rubilio* (Bonaparte 1837), il ghiozzo di ruscello *Padogobius nigricans* (Canestrini 1867), il vairone *Telestes muticellus* (Bonaparte 1837) e la trota fario *Salmo trutta* Linnaeus 1758, tutte indigene, risultano quelle più frequenti; tra le specie esotiche quelle più diffuse sono le traslocate, provenienti cioè da altri bacini del territorio nazionale, come la lasca *Protochondrostoma genei* (Bonaparte 1839), l'alborella *Alburnus alburnus alborella* (De Filippi 1944) ed il cobite *Cobitis taenia bilineata* Canestrini 1865, mentre tra quelle trapiantate, cioè provenienti da bacini idrografici esteri, ricordiamo il carassio *Carassius auratus* (Linnaeus 1758) e la carpa (Carosi et al., 2004)

Da tali studi (Lorenzoni et al., 2006) emerge come la comunità ittica dei tratti montani dei corsi d'acqua indagati sia frequentemente monospecifica, essendo composta molto spesso dalla sola trota fario, che più raramente risulta associata allo scazzone (*Cottus gobio* Linnaeus 1758). Nei settori pedemontani la comunità indigena appare più articolata ed è dominata dai ciprinidi reofili, con un'associazione costituita da barbo tiberino, vairone, cavedano comune, cavedano etrusco *Leuciscus lucumonis* (Bianco 1983), rovello e ghiozzo di ruscello. Soprattutto nei settori fluviali di pianura l'azione combinata di inquinamento e introduzione di specie esotiche ha comportato una progressiva diminuzione della componente autoctona nella comunità ittica. Questi tratti fluviali, originariamente caratterizzati dalla presenza dei ciprinidi limnofili come la tinca *Tinca tinca* (Linnaeus 1758), la scardola *Scardinius erythrophthalmus*

(Linnaeus 1758) e predatori (*Esox lucius* Linnaeus 1758 e *Anguilla anguilla* Linnaeus 1758), si contraddistinguono attualmente per la presenza del maggior numero di specie introdotte. Tra queste, le specie trapiantate, essendo costituite da forme limnofile generalmente molto adattabili ed in grado di sopravvivere in condizioni ambientali difficili, privilegiano i settori fluviali posti più a valle con acque poco correnti. Le specie traslocate, invece, sono spesso costituite da forme reofile in grado di spostarsi controcorrente e di colonizzare, quindi, anche i tratti superiori dei fiumi principali. La lasca, ad esempio, introdotta negli anni '60 con un numero esiguo di esemplari, in pochi decenni è diventata una delle specie più frequenti nel bacino del fiume Tevere raggiungendo densità elevate.

Lo stato di alterazione delle comunità ittiche varia, quindi, in funzione delle caratteristiche dei corsi d'acqua. Quelli più piccoli, localizzati nel settore pedemontano del bacino del fiume Tevere, costituiscono una zona di rifugio per le comunità ittiche indigene, che in molti casi si presentano ancora inalterate, ed in quanto tali possono giocare un ruolo fondamentale per il mantenimento della biodiversità (Lorenzoni et al., 2006).

Ordine/Famiglia	Specie	Provenienza
PETROMYZONTIFORMES		
Petromyzontidae	<i>Petromizon marinus</i> Linnaeus, 1758	autoctona
	<i>Lampetra fluviatilis</i> (Linnaeus, 1758)	autoctona
	<i>Lampetra planeri</i> (Bloch, 1784)	autoctona
ACIPENSERIFORMES		
Acipenseridae	<i>Acipenser sturio</i> Linnaeus, 1758	autoctona
CLUPEIFORMES		
Clupeidae	<i>Alosa fallx</i> (Lacèpède)	autoctona
ANGUILLIFORMES		
Anguillidae	<i>Anguilla anguilla</i> (Linnaeus, 1758)	autoctona
SALMONIFORMES		
Esocidae	<i>Esox lucius</i> Linnaeus, 1758	autoctona
Salmonidae	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Walbaum, 1792)	trapiantata
	<i>Salmo trutta</i> Linnaeus, 1758	autoctona
	<i>Thymallus thymallus</i> (Linnaeus, 1758)	traslocata
CYPRINIFORMES		
Cyprinidae	<i>Alburnus alburnus alborella</i> (De Filippi, 1944)	traslocata
	<i>Abramis brama</i> (Linnaeus, 1758)	trapiantata
	<i>Barbus barbus</i> (Linnaeus, 1758)	trapiantata
	<i>Barbus plebejus</i> Bonaparte, 1839	autoctona
	<i>Barbus tyberinus</i> Bonaparte, 1839	autoctona
	<i>Blicca bjorkna</i> (Linnaeus, 1758)	trapiantata
	<i>Carassius auratus</i> (Linnaeus, 1758)	trapiantata

Tabella 3.1 – Elenco delle specie ittiche presenti nel bacino del fiume Tevere (continua).

Ordine/Famiglia	Specie	Provenienza
CYPRINIFORMES		
Cyprinidae	<i>Chondrostoma genei</i> (Bonaparte, 1839)	traslocata
	<i>Chondrostoma soetta</i> Bonaparte, 1840	traslocata
	<i>Ctenopharyngodon idellus</i> (Valenciennes, 1844)	traslocata
	<i>Cyprinus carpio</i> Linnaeus, 1758	trapiantata
	<i>Cobitis taenia bilineata</i> Canestrini, 1865	traslocata
	<i>Gobio gobio</i> (Linnaeus, 1758)	traslocata
	<i>Leuciscus cephalus</i> (Linnaeus, 1758)	autoctona
	<i>Leuciscus lucumonis</i> Bianco, 1983	autoctona
	<i>Pseudorasbora parva</i> (Schlegel, 1842)	trapiantata
	<i>Rhodeus sericeus</i> (Pallas, 1776)	trapiantata
	<i>Rutilus erythrophthalmus</i> Zerunian, 1982	traslocata
	<i>Rutilus rubilio</i> (Bonaparte, 1837)	autoctona
	<i>Rutilus rutilus</i> (Linnaeus, 1758)	trapiantata
	<i>Scardinius erythrophthalmus</i> (Linnaeus, 1758)	autoctona
	<i>Telestes muticellus</i> (Bonaparte, 1837)	autoctona
	<i>Tinca tinca</i> (Linnaeus, 1758)	autoctona
	Cobitidae	<i>Cobitis taenia bilineata</i> Canestrini, 1865
SILURIFORMES		
Ictaluridae	<i>Ameiurus melas</i> (Rafinesque, 1820)	trapiantata
	<i>Ictalurus punctatus</i> (Rafinesque, 1818)	trapiantata
Siluridae	<i>Silurus glanis</i> Linnaeus, 1758	trapiantata
Clariidae	<i>Clarias gariepinus</i> (Burchell, 1822)	trapiantata
CYPRINODONTIFORMES		
Poeciliidae	<i>Gambusia holbrooki</i> Girard, 1859	trapiantata
GASTEROSTEIFORMES		
Gasterosteidae	<i>Gasterosteus aculeatus</i> Linnaeus, 1758	autoctona
SCORPAENIFORMES		
Cottidae	<i>Cottus gobio</i> Linnaeus, 1758	autoctona
PERCIFORMES		
Centrarchidae	<i>Lepomis gibbosus</i> (Linnaeus, 1758)	trapiantata
	<i>Micropterus salmoides</i> (Lacepede, 1802)	trapiantata
Percidae	<i>Gymnocephalus cernuus</i> Linnaeus, 1758	traslocata
	<i>Perca fluviatilis</i> Linnaeus, 1758	traslocata
	<i>Stizostedion lucioperca</i> Linnaeus, 1758	trapiantata
	<i>Salaria fluviatilis</i> (Asso, 1801)	autoctona
Blennidae	<i>Knipowitschia panizzae</i> (Verga, 1981)	traslocata
Gobiidae	<i>Padogobius bonelli</i> (Bonaparte, 1846)	traslocata
	<i>Padogobius nigricans</i> (Canestrini, 1867)	autoctona
	<i>Pomatoschistus canestrini</i> (Ninni, 1883)	traslocata
Mugilidae	<i>Liza ramada</i> (Risso, 1826)	autoctona
Moronidae	<i>Mugil cephalus</i> (Linnaeus, 1758)	autoctona
	<i>Dicentrarchus labrax</i> (Linnaeus, 1758)	autoctona

Tabella 3.1 – Elenco delle specie ittiche presenti nel bacino del fiume Tevere.

CAPITOLO 4

SPECIE ITTICHE ANALIZZATE

4.1 - TROTA FARIO *Salmo (trutta) trutta*

Linnaeus, 1758

Ordine: Salmoniformi

Famiglia: Salmonidi

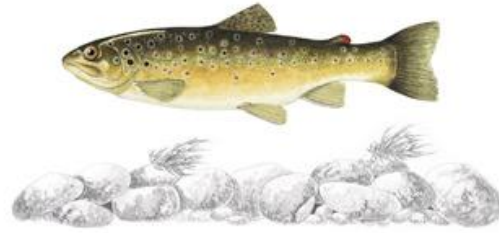


Figura 4.1 – Trota fario.

Note sulla sistematica

Salmo trutta rappresenta un complesso di specie costituito da un mosaico di forme fenotipiche caratterizzate da una considerevole variabilità nei caratteri del ciclo biologico (Bernatchez, 2001). Per questi motivi la sistematica e la tassonomia di *S. trutta* sono a tutt'oggi incerte e oggetto continuo di discussione (Kottelat, 1997; Kottelat e Freyhof, 2007). Il già complesso quadro sistematico del *taxon* è reso ancor più complicato da introduzioni di materiale alloctono che hanno drasticamente alterato la sua originaria distribuzione.

Distribuzione

La trota fario (Figura 4.1) è una specie ad ampia distribuzione euro – asiatica. L'areale originario della specie si estende dalla Penisola Iberica fino al bacino del Volga ed al Lago di Aral, mentre il limite meridionale è rappresentato dall'Africa nord-occidentale (Kottelat e Freyhof, 2007). Attualmente risulta introdotta con successo in tutti i continenti, ad esclusione di quello antartico. In Italia, a causa dei continui ripopolamenti, è presente in tutte le regioni con popolazioni costituite, totalmente o parzialmente, da esemplari di origine alloctona provenienti da ceppi atlantici. Per quanto riguarda l'Italia centrale, recenti ricerche hanno evidenziato, nel bacino del fiume Nera e nel Parco Nazionale dei Monti Sibillini, la presenza di alcune popolazioni di origine autoctona mediterranea (Caputo et al., 2004; Lucentini et al., 2006; Splendiani et al., 2006).

Nell'area indagata la specie è diffusa soprattutto nella sinistra idrografica del fiume Tevere; le aree a maggiore abbondanza si concentrano nella parte montana del bacino del fiume Nera e dell'Aniene. Negli ultimi anni, in Umbria, si è osservato un aumento dell'areale di distribuzione che ha interessato maggiormente le aste principali dei fiumi Chiascio e Topino. E' probabile, però, che tale incremento sia dovuto principalmente ai ripopolamenti (Lorenzoni et al., 2010).

Habitat

Nelle acque interne la trota colonizza la parte montana dei corsi d'acqua (zona superiore ed inferiore della trota) dove rappresenta la specie dominante. Predilige acque fresche, limpide e ben ossigenate con corrente molto rapida e fondale costituito da massi, ciottoli e ghiaia grossolana, dove svolge l'intero ciclo biologico (Gandolfi et al., 1991). La trota vive anche in ambienti lacustri oligotrofi dove compie, principalmente, la fase trofica, risalendo i corsi d'acqua immissari per la riproduzione. In Europa settentrionale esistono, invece, popolazioni che, per motivi trofici, conducono in mare una parte del ciclo biologico. Probabilmente ciò è reso possibile dal fatto che questi mari risultano meno salati rispetto al Mediterraneo, dove la presenza in mare della trota risulta rara ed occasionale (Splendiani et al., 2006).

Biologia

Per quanto riguarda l'ecofenotipo "fario" (trota di torrente), è un pesce di media taglia che nei corsi d'acqua di maggiori dimensioni raggiunge i 50 cm di lunghezza e 1.5 kg di peso; notevolmente superiori sono le dimensioni della trota di lago, che può raggiungere, nelle femmine, il metro di lunghezza ed i 20 kg di peso (Zerunian, 2004). La livrea della fario varia in relazione all'ambiente con tonalità che vanno dal bruno – verdastro al giallastro; tipica è la presenza di piccole macchie nere e rosse di forma circolare disposte sui fianchi e sulla testa. I giovani presentano una caratteristica livrea con una serie di macchie grigiastre allineate lungo i fianchi (macchie "parr") che, nel ceppo mediterraneo possono permanere anche nell'adulto (Mezzera et al., 1997).

La trota fario è un ottimo nuotatore con abitudini solitarie e territoriali. Gli adulti tendono a distribuirsi uniformemente nella parte centrale dell'alveo dei corsi d'acqua, mentre i giovani occupano, in prevalenza, le aree a minore profondità e con corrente moderata (Marconato, 1991).

E' un pesce con abitudini alimentari prevalentemente carnivore, nutrendosi d'invertebrati acquatici e terrestri e di altri pesci (Gattaponi e Corallini Sorcetti, 1984).

La maturità sessuale di norma viene raggiunta nei maschi al 2° anno di vita, mentre nelle femmine è posticipata di un anno. La riproduzione avviene in inverno, tra dicembre e gennaio (Bicchi et al., 2010), anche se, a causa della presenza di ceppi alloctoni, può protrarsi per un intervallo di tempo più esteso. Nel periodo riproduttivo, gli esemplari maturi risalgono i corsi d'acqua alla ricerca delle aree adatte alla deposizione delle uova. Tali zone vengono raggiunte per prime dalle femmine che, dopo un'intensa competizione, conquistano i siti riproduttivi più idonei, costituiti da acque poco profonde con fondale ghiaioso e velocità di

corrente moderata. Qui scavano, con rapidi colpi di coda, piccole buche ovali dove depongono le uova che vengono subito fecondate dai maschi; dopo la fecondazione il nido viene ricoperto di ghiaia e sorvegliato. Ciascuna femmina depone da 1500 a 2500 uova per ogni chilogrammo di peso corporeo (Bicchi et al., 2010) e lo sviluppo embrionale richiede circa 450 gradi – giorno.

Rapporti con l'uomo e conservazione

La trota fario rappresenta una specie di notevole interesse economico e sportivo; anche per tale motivo, risulta uno dei pesci maggiormente diffusi nei corsi d'acqua italiani. I continui ripopolamenti, effettuati per bilanciare l'elevata pressione di pesca, sono spesso effettuati con materiale di ceppo atlantico e, quindi, diverso, dal punto di vista genetico, da quello delle popolazioni indigene. Tale pratica favorisce l'incrocio tra gli esemplari allevati e quelli indigeni generando l'inquinamento genetico delle popolazioni autoctone. Attualmente il fenomeno è così diffuso che risulta difficile individuare con certezza quale sia il reale quadro distributivo delle popolazioni autoctone (Bernatchez e Osimov, 1995). In seguito ai frequenti ripopolamenti per la pesca sportiva, inoltre, la struttura e la dinamica di molte popolazioni è divenuta instabile poiché queste ultime risultano costituite da esemplari che, per numero e taglia, soddisfano solo le esigenze dei pescatori e non sono, invece, adeguati alle risorse trofiche dell'ambiente.

Altre minacce di natura antropica per le popolazioni indigene di trota fario sono rappresentate dall'artificializzazione degli alvei fluviali, dai prelievi di ghiaia, dall'inquinamento delle acque e dall'eccessivo sforzo pesca. Nel "Libro rosso degli animali d'Italia" (Bulgherini et al., 1998) la trota fario viene considerata *in pericolo*, mentre nella Lista Rossa IUCN (2001) le popolazioni italiane di trota di ceppo mediterraneo possono essere ricondotte a *Salmo macrostigma* che è inserita nella categoria DD (Data Deficient).

4.2 – BARBO TIBERINO *Barbus tyberinus*

Bonaparte, 1839

Ordine: Cipriniformi

Famiglia: Ciprinidi

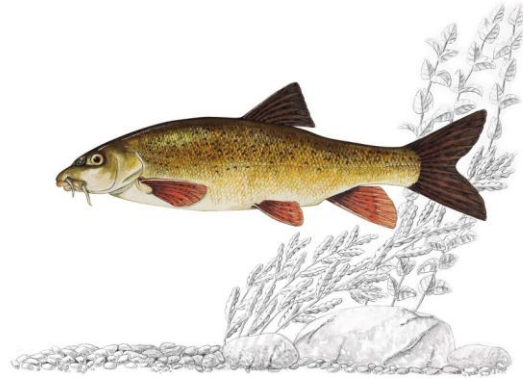


Figura 4.2 – Barbo tiberino

Note sulla sistematica

In Italia tutti gli autori (Tortonese 1970; Gandolfi et al. 1991; Zerunian 2004) sono concordi nel ritenere presenti almeno due specie autoctone appartenenti al genere *Barbus*: il barbo canino (*Barbus meridionalis caninus* Bonaparte, 1839) ed il barbo del Po (*Barbus plebejus* Bonaparte, 1839), mentre è ancora dibattuta la posizione sistematica delle popolazioni autoctone centro-meridionali. Secondo Bianco (1995 e 2003) queste ultime rappresentano una specie distinta dalle due precedenti: *Barbus tyberinus* Bonaparte, 1839.

Distribuzione

Il barbo tiberino (Figura 4.2) rappresenta un endemismo del Distretto Toscano - Laziale. Le numerose transfaunazioni avvenute in quest'area rendono, però, difficile l'individuazione dell'esatto areale originario della specie. Probabilmente, nel versante tirrenico si estendeva dal fiume Magra a nord, fino al fiume Sele a sud. Nel versante adriatico, il barbo tiberino era presente in tutti i fiumi dell'Abruzzo ed il limite meridionale del suo areale era rappresentato dal fiume Ofanto; il limite settentrionale, invece, non è stato determinato con certezza: nelle Marche è presente nel fiume Esino (Bianco, 1991), nel suo affluente Sentino (Mearelli et al., 1996) e nel fiume Candigliano, dove può coesistere con *Barbus plebejus* (dati non pubblicati). In Umbria, il barbo tiberino rappresenta una delle specie autoctone più diffuse. Nella parte settentrionale della regione colonizza l'asta principale del fiume Tevere e gran parte dei suoi affluenti, mentre nella parte meridionale la sua presenza è stata riscontrata principalmente nei tributari della sinistra idrografica, il fiume Paglia in particolare; nel bacino del fiume Nera, invece, la sua distribuzione risulta frammentata e limitata ad alcuni tratti del corso medio ed inferiore (Lorenzoni et al., 2010).

Habitat

Sebbene prediliga i settori medio – alti dei corsi d'acqua dove la corrente è vivace, le acque ben ossigenate ed il fondale ghiaioso, il barbo tiberino mostra una buona capacità di

tollerare una certa torbidità dell'acqua e di vivere bene anche in ambienti dove la velocità di corrente è moderata.

Biologia

Il barbo tiberino è una specie di medie dimensioni che può raggiungere una taglia massima di 60 cm in lunghezza e 4 kg di peso (Bianco, 1998). È un pesce gregario, che vive in piccoli gruppi, preferibilmente in prossimità di buche o in tratti dove l'acqua è più profonda. Ha abitudini bentoniche e la dieta è costituita, in prevalenza, da macroinvertebrati (larve di insetti, crostacei e gasteropodi), anche se, occasionalmente, si può nutrire di macrofite o predare piccoli pesci.

La riproduzione avviene nel periodo primaverile, da maggio a giugno, quando i riproduttori risalgono i corsi d'acqua alla ricerca di fondali ghiaiosi e corrente vivace, dove le femmine depongono uova adesive che si attaccano ai ciottoli del substrato.

Rapporti con l'uomo e conservazione

Sebbene il barbo tiberino abbia la capacità, entro certi limiti, di resistere ai fenomeni di inquinamento organico delle acque, risulta, invece, particolarmente sensibile alle alterazioni degli alvei fluviali che possono determinare la scomparsa delle aree di frega (Zerunian, 2004). Essendo una specie di interesse per la pesca sportiva, un'ulteriore minaccia è rappresentata dai ripopolamenti che vengono effettuati con materiale alloctono in cui possono essere presenti altre specie del genere *Barbus*. Questi ultimi possono ibridarsi con la specie indigena causando fenomeni di inquinamento genetico. Il declino del barbo tiberino, registrato nel bacino del fiume Paglia e nell'asta principale del Tevere, sembra essere dovuto proprio all'introduzione di *Barbus barbus* (Carosi et al., 2006b), una specie originaria dell'Europa Centrale che, rispetto al tiberino, presenta una maggiore resistenza al degrado ambientale ed un accrescimento più rapido (Carosi et al., 2006b). Se, dal punto di vista conservazionistico, si considera *Barbus tyberinus* alla stregua di *Barbus plebejus*, quest'ultimo è indicato negli allegati II e V della Direttiva Habitat e nell'Allegato III della Convenzione di Berna; il barbo del Po è considerato *a più basso rischio* nel Libro Rosso degli Animali d'Italia (Bulgarini et al., 1998) e nella categoria di *rischio estinzione "LC"* secondo i criteri IUCN, versione 3.1 (2001) e secondo Smith e Darwall (2006).

La salvaguardia ed il ripristino degli habitat idonei alla riproduzione ed il contenimento delle specie esotiche dovrebbero rappresentare i principali interventi per la conservazione del barbo tiberino.

4.3 – CAVEDANO *Leuciscus cephalus*

(Linnaeus, 1758)

Ordine: Cipriniformi

Famiglia: Ciprinidi

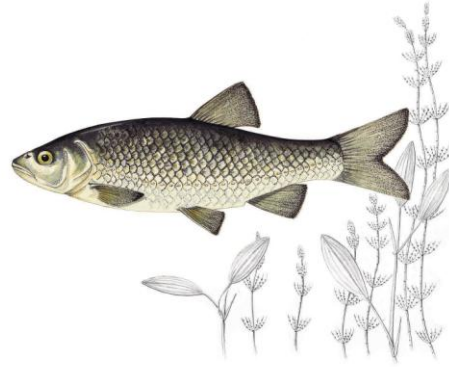


Figura 4.3 – Cavedano.

Note sulla sistematica

La sistematica del genere *Leuciscus* è attualmente oggetto di forti controversie. Ricerche recenti hanno evidenziato come molte popolazioni presenti nell'Europa meridionale risultino in realtà geneticamente distinte fra loro e da quelle centro-europee (Kottelat e Freyhof, 2007). In accordo a questa ipotesi, gran parte delle popolazioni italiane di cavedano dovrebbero essere attribuite alla specie *Squalius squalus* (Bonaparte, 1837), distinta da quella presente nel resto dell'Europa (*Squalius cephalus sensu stricto*).

Distribuzione

L'areale originario del cavedano comprende quasi tutta l'Europa e parte del vicino Oriente. In Italia rappresenta una tra le specie ittiche maggiormente diffuse, essendo indigeno nell'intera regione Padana ed Italico – Peninsulare, mentre risulta assente nella parte insulare (Zerunian, 2004). Anche in Umbria il cavedano risulta ampiamente diffuso in tutti i bacini, ad eccezione del bacino del fiume Nera in cui la sua distribuzione è abbastanza limitata (Lorenzoni et al., 2010).

Habitat

Il cavedano (Figura 4.3) è una specie ad ampia valenza ecologica che, pur avendo la capacità di estendere la propria distribuzione per buona parte del gradiente longitudinale, raggiunge densità progressivamente crescenti nei tratti intermedi e di pianura dei corsi d'acqua (Pedicillo et al., 2010c). In tali settori fluviali, generalmente, si assiste ad un graduale scadimento della qualità dell'acqua; ciò evidenzia, quindi, una buona capacità da parte di questa specie di resistere a fenomeni di inquinamento (Pedicillo et al., 2010c).

Biologia

Il cavedano è un pesce di taglia media che può raggiungere una lunghezza massima di 60 cm (Kottelat e Freyhof, 2007) ed i 15 anni di età. L'accrescimento risulta rapido e simile nei due sessi fino al 4° anno, ma successivamente diviene più veloce nelle femmine che risultano

anche più longeve. E' una specie che, soprattutto negli stadi giovanili, mostra un comportamento gregario che va via via riducendosi con l'età. L'alimentazione è di tipo onnivoro e comprende sia organismi animali che vegetali. La bassa selettività nella dieta è, probabilmente, uno dei motivi del successo ecologico di questa specie (Balestrieri et al., 2006).

La maturità sessuale viene raggiunta tra il 2° ed il 4° anno di età, con un anno di anticipo nei maschi rispetto alle femmine. La riproduzione avviene tra maggio e giugno ed in questo periodo i maschi presentano sul capo e lungo il corpo piccoli tubercoli nuziali, quasi invisibili ad occhio nudo. L'ampia valenza ecologica della specie è evidente anche per quanto riguarda la riproduzione: le femmine, infatti, depongono le uova su substrati di varia natura (Zerunian, 2004).

Rapporti con l'uomo e conservazione

Nonostante sia una specie di interesse per la pesca sportiva, il cavedano è uno dei pochi pesci d'acqua dolce italiani a non essere a rischio. La capacità di resistere all'inquinamento prodotto dagli scarichi urbani e al degrado degli habitat fluviali, l'ampio areale e la possibilità di compiere l'intero ciclo biologico senza effettuare spostamenti all'interno dei sistemi idrici sono tra i principali motivi che permettono al cavedano di essere tra le specie ittiche d'acqua dolce a minor rischio di estinzione fra quelle autoctone in Italia. Infatti, secondo i criteri IUCN, il cavedano è considerato *a basso rischio* (Smith e Darwall, 2006). La salvaguardia delle aree di frega ed un ridotto ricorso ai ripopolamenti, per evitare i rischi connessi all'immissione di individui alloctoni, rappresentano gli interventi di conservazione della specie.

4.4 – ROVELLA *Rutilus rubilio*

(Bonaparte, 1837)

Ordine: Cipriniformi

Famiglia: Ciprinidi

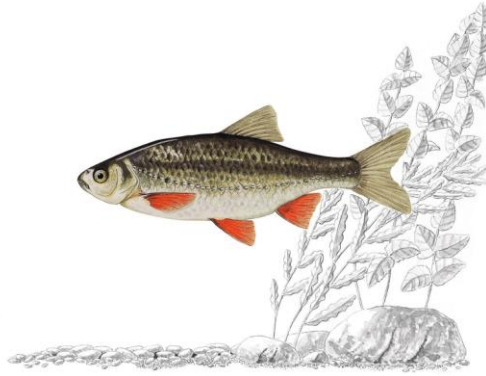


Figura 4.4 – Rovella.

Distribuzione

La rovella (Figura 4.4) rappresenta un endemismo della Regione Italico – Peninsulare: l'areale originario, nel versante tirrenico, va dal bacino del fiume Magra a quello del Busento, in Campania, mentre nel versante adriatico è indigena dalle Marche fino alla Puglia (Zerunian, 2004); risulta, invece, introdotta nella parte più meridionale della penisola, sia sul versante tirrenico che adriatico, ed in Sicilia (Kottelat e Freyhof, 2007). In Umbria rappresenta la specie ittica più diffusa; la sua presenza risulta più elevata nel bacino del fiume Nestore ed in quello del fiume Tevere, dove colonizza senza soluzione di continuità l'asta principale e la maggior parte dei suoi affluenti (Lorenzoni et al., 2010).

Habitat

La rovella è una specie con una moderata valenza ecologica che vive soprattutto in acque correnti con velocità moderata, fondale poco profondo, sabbioso o ghiaioso, e con sponde ricche di vegetazione; più rara è la sua presenza nelle acque stagnanti, soprattutto dove sono presenti popolazioni introdotte di altri Ciprinidi, quali l'alborella ed il triotto, con i quali si instaurano fenomeni di esclusione competitiva (Zerunian, 2003).

Biologia

È un pesce di piccola taglia che supera di poco i 20 cm di lunghezza ed i 120 g di peso, mentre l'età massima è di circa 7 anni, con le femmine che presentano una longevità superiore ai maschi (Zerunian, 2004). La rovella ha abitudini gregarie e può formare gruppi costituiti anche da centinaia di individui.

La dieta è onnivora e comprende vegetali, insetti, anellidi, piccoli molluschi e crostacei che ricerca sul fondo o a mezz'acqua. La maturità sessuale viene raggiunta precocemente, tra il 1° ed il 2° anno di vita. La riproduzione, nella maggior parte delle popolazioni, avviene da aprile a maggio; in questo periodo è evidente il dimorfismo sessuale: i maschi presentano sul capo e lungo il corpo piccoli tubercoli nuziali e la loro livrea acquista tonalità più accese. La

deposizione delle uova avviene in acque poco profonde, sulla vegetazione acquatica o sui fondali ghiaiosi (Kottelat, 2007).

Rapporti con l'uomo e conservazione

Sebbene la rovello mostri una discreta tolleranza all'inquinamento organico delle acque, risulta, però, sensibile alle alterazioni degli alvei fluviali. Un'ulteriore minaccia è rappresentata dalla presenza di specie alloctone con esigenze ecologiche simili come il triotto. Fenomeni di esclusione competitiva hanno, probabilmente, causato l'estinzione della rovello nei laghi umbri, Trasimeno e Piediluco (Lorenzoni et al., 2010). Nel Libro rosso degli animali d'Italia (Bulgherini et al., 1998) la rovello viene considerata *a più basso rischio*. Nella Direttiva 92/43/CEE è riportata tra le *specie animali e vegetali d'interesse comunitario la cui conservazione richiede la designazione di zone speciali di conservazione* (Allegato II); viene, inoltre, indicata come *quasi minacciata* secondo i criteri IUCN (Smith e Darwall, 2006), mentre nella Convenzione di Berna (Allegato III) è elencata tra le *specie protette*. Il controllo delle attività che producono alterazioni degli alvei fluviali e il contenimento delle specie esotiche dovrebbero rappresentare i principali interventi di conservazione per la specie.

4.5 – VAIRONE *Telestes muticellus*

(Bonaparte, 1837)

Ordine: Cipriniformi

Famiglia: Ciprinidi

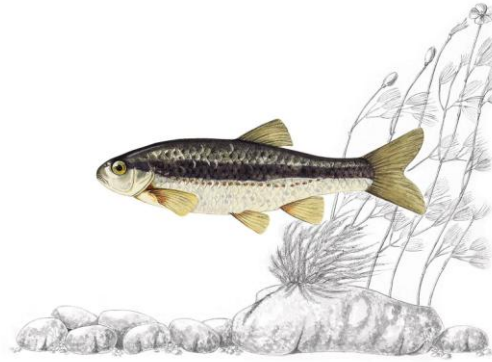


Figura 4.5 – Vairone.

Note sulla sistematica

Fino alla fine degli anni '90, le popolazioni italiane di vairone venivano ascritte alla specie *Leuciscus souffia*, ad ampia distribuzione in Europa. Successivamente è stato ripristinato il genere *Telestes*, distinguendolo in tre taxa, *Telestes souffia souffia*, *Telestes souffia agassizi* e *Telestes muticellus* (Machordom et al., 1999; Ketmaier et al., 1998). In accordo con questi studi, *T. muticellus* (Bonaparte, 1837) è considerata la sola specie di questo genere che vive nella penisola italiana, anche se, ricerche genetiche sembrano evidenziare la presenza di differenze tra le popolazioni del Distretto Padano – Veneto e quelle tosco – laziali (Stefani et al., 2004).

Distribuzione

Il vairone (Figura 4.5) rappresenta un endemismo italiano ed il suo areale, nel versante tirrenico della penisola, va dal bacino del torrente Bevera, ai confini tra la Francia e l'Italia fino a quello del fiume Volturno, mentre nel versante adriatico si estende dal bacino del Brenta fino al Vomano (Kottelat e Freyhof, 2007); la specie risulta introdotta in Liguria e nell'Italia meridionale. In Umbria il vairone è diffuso soprattutto nella parte centro – settentrionale del bacino del Tevere, dove colonizza l'asta principale e la maggior parte dei suoi affluenti, sia in sinistra che in destra idrografica (Lorenzoni et al., 2010).

Habitat

Il vairone predilige i tratti medio – alti dei corsi d'acqua (zona inferiore della trota) dove le acque sono fresche, ben ossigenate e con fondali ghiaiosi.

Biologia

È un pesce di piccola taglia che può raggiungere una lunghezza massima di circa 20 cm (Zerunian, 2004). Il vairone è una specie con abitudini gregarie, sebbene formi branchi non molto numerosi, che vive prevalentemente in prossimità del fondo nutrendosi di macroinvertebrati bentonici ed alghe epilitiche. La maturità sessuale viene raggiunta tra il 2°

ed il 3° anno di vita. La riproduzione avviene tra maggio e giugno (Kottelat e Freyhof, 2007), a seconda delle condizioni termiche dei corsi d'acqua, in acque basse, dove le femmine depongono le uova che aderiscono al fondale ciottoloso o ghiaioso. In questo periodo i maschi presentano tubercoli nuziali sul capo ed una livrea più accesa, con riflessi violacei sulla banda scura che corre lungo i fianchi, mentre le pinne pari e l'anale assumono un colore più intenso.

Rapporti con l'uomo e conservazione

La specie risulta minacciata da varie forme di inquinamento dei corpi idrici e dalle alterazioni dell'habitat, come interventi di canalizzazione ed escavazione in alveo, che compromettono in maniera irreversibile i substrati riproduttivi. Nella lista rossa dei pesci d'acqua dolce indigeni in Italia (Bulgarini et al., 1998) il vairone viene considerato *a più basso rischio*. Nella Direttiva 92/43/CEE *Leuciscus souffia* è riportato tra le *specie animali e vegetali d'interesse comunitario la cui conservazione richiede la designazione di zone speciali di conservazione* (Allegato II); è, inoltre, elencato fra le *specie protette* nella Convenzione di Berna (Allegato III). Il controllo delle specie esotiche e la tutela dei tratti medio - alti dei corsi d'acqua, preservando la naturalità degli alvei e mantenendo una buona qualità delle acque, rappresentano i possibili interventi di conservazione della specie.

CAPITOLO 5

MATERIALI E METODI

5 – MATERIALI E METODI

L'analisi è stata condotta utilizzando i dati relativi ad una serie di ricerche effettuate sulla fauna ittica dalla Sezione di Biologia Animale ed Ecologia del Dipartimento di Biologia Cellulare ed Ambientale dell'Università di Perugia dal 1992 al 2007 a cui sono state aggiunte altre informazioni raccolte mediante campionamenti effettuati *ad hoc*.

5.1 - PARAMETRI ITTICI

Le catture della fauna ittica sono state effettuate mediante differenti metodi di campionamento, a seconda degli ambienti dove le catture sono avvenute.

Nei sistemi lotici il prelievo è stato condotto con il sistema dell'elettropesca. La pesca elettrica rappresenta un metodo di cattura relativamente rapido e innocuo per i pesci, che possono così essere rimessi in libertà una volta effettuati i rilevamenti necessari (Mearelli et al., 2002). Tale metodo si basa sull'effetto che un campo elettrico produce sul pesce.

La produzione del campo elettrico avviene tramite un elettrostorditore, apparecchio costituito da un motore a scoppio abbinato ad un generatore di elettricità oppure da un sistema con batterie ricaricabili in grado di erogare corrente continua in maniera costante o pulsata.

L'elettrostorditore genera nell'acqua un campo elettrico tra i due elettrodi immersi, l'anodo (positivo), costituito da un cerchio metallico munito di manico a formare un guadino con cui recuperare il pesce, ed il catodo (negativo), rappresentato da una treccia di rame costantemente immersa nell'acqua. Il campo elettrico si crea quando l'anodo viene a contatto con l'acqua. La corrente continua attraversa il campo elettrico andando dall'anodo al catodo, producendo linee di forza e linee equipotenziali il cui valore si accresce in prossimità dell'anodo. Questo aumento suscita nel pesce risposte neuromuscolari sempre più intense, da cui derivano modelli di comportamento prevedibili derivanti dalla differenza di potenziale corporeo che si forma fra la testa e la coda. Per tale motivo, la taglia del pesce riveste un ruolo importante in quanto un soggetto di elevate dimensioni sviluppa un potenziale corporeo più elevato rispetto ad un pesce di taglia inferiore, poiché quest'ultimo occupa una parte minore del campo elettrico. A seconda della distanza dall'anodo, quindi, il campo elettrico genera nei pesci effetti differenti (Mearelli et al., 2002) (Figura 5.1):

- 1) quando il pesce si trova ai limiti del campo elettrico, si allarma e tende a sfuggire;
- 2) quando il pesce si trova all'interno del campo elettrico, ma il potenziale corporeo risulta modesto, il corpo del pesce vibra;

- 3) quando il potenziale corporeo aumenta, per la notevole intensità del campo elettrico, il pesce manifesta movimento attivo verso l'anodo (elettrotassia o galvanotassia);
- 4) quando l'intensità del campo elettrico e la differenza di potenziale tra testa e coda aumenta ulteriormente, il pesce manifesta rilassamento muscolare e perdita dell'equilibrio, capovolgendosi (elettronarcosi o galvanonarcosi);
- 5) quando l'esposizione alla corrente è prolungata e va oltre il valore necessario per indurre narcosi, il pesce va incontro a rigidità ovvero crampo muscolare intenso, successivo a violentissime contrazioni spasmodiche che portano alla morte (elettrocuzione).

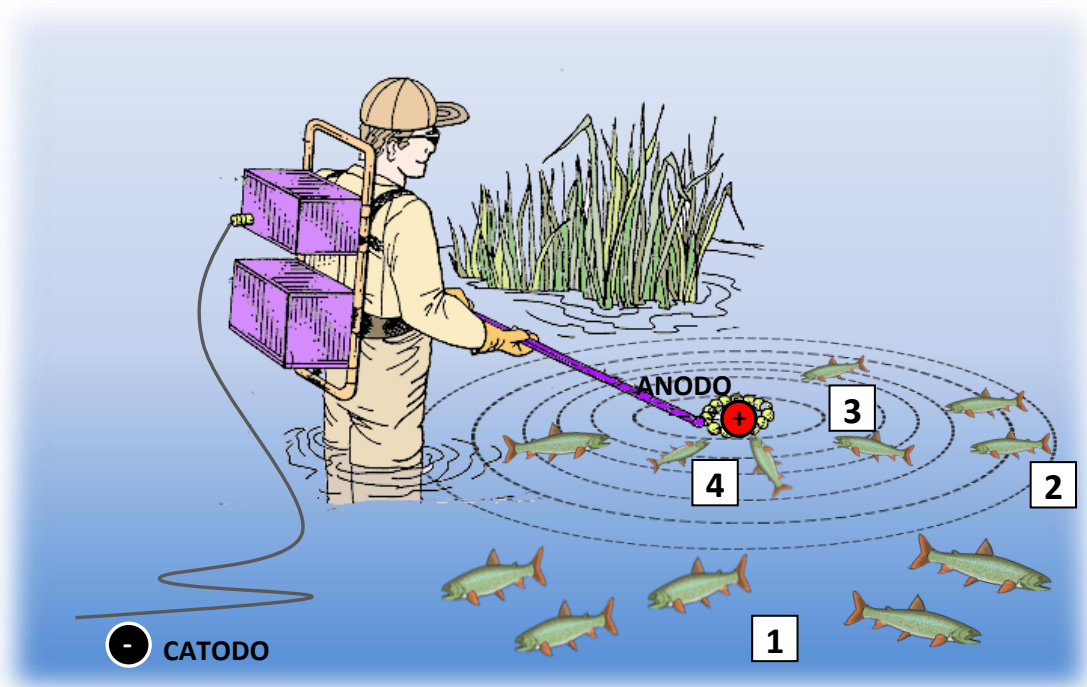


Figura 5.1 – Schema di funzionamento dell'elettrostorditore (i numeri corrispondono ai punti elencati nel testo).

Lo scopo dell'elettropesca è quello di far sì che il pesce nuoti verso l'anodo, dove viene catturato per poi riprendersi in breve tempo dal momento in cui cessa l'effetto della corrente.

L'effetto dell'elettrostorditore risulta condizionato sia dalla sensibilità intrinseca della specie e dei singoli individui, sia dalle caratteristiche ambientali quali conducibilità, profondità, velocità di corrente, torbidità e natura del substrato (Mearelli et al., 2002). L'azione di pesca

viene eseguita procedendo da valle verso monte: in questo modo viene facilitata la cattura degli esemplari storditi trascinati dalla corrente e si evita di creare torbidità davanti a se con i movimenti in acqua.

In base alle caratteristiche ambientali ed alle specie ittiche potenzialmente presenti, sono stati utilizzati apparecchi di differente potenza (4,5 Kw e 1,5 Kw); nei settori fluviali più profondi e nei laghi la pesca elettrica è stata effettuata mediante l'utilizzo di natanti.

I campionamenti nei fiumi sono stati condotti mediante la tecnica delle passate successive (Moran, 1951; Zippin, 1956, 1958): ognuno dei settori fluviali indagati è stato campionato da valle verso monte per due o più volte consecutive, cercando di applicare lo stesso sforzo pesca (Seber e le Cren, 1967). I pesci catturati nei due campionamenti successivi sono stati mantenuti separati fra loro, e quindi anestetizzati con acetonecloroformio ($0,7 \text{ ml l}^{-1}$ di acqua), in modo da agevolare e rendere meno traumatica la loro manipolazione. Effettuati tutti i rilievi, i pesci sono stati risvegliati e acclimatati prima del loro rilascio in acqua nei medesimi settori fluviali di prelievo.

Per quanto riguarda i laghi, oltre che con l'elettropesca, i campionamenti sono stati effettuati anche mediante altre due tipologie di attrezzi della pesca professionale: le reti da posta (altane) ed i coculli. L'uso di attrezzature per la pesca professionale permette la cattura dei pesci anche in quelle condizioni che rendono poco efficace la pesca elettrica.

L'altana è costituita da una rete monofilo multiselettiva costituita da pannelli con maglie di differente ampiezza: maglie diverse consentono la cattura di esemplari di taglie differenti (Hebert, 1996). L'utilizzo di reti multiselettive ha, quindi, lo scopo di ottenere un campione completo delle specie presenti nell'area di studio, rappresentate ciascuna da tutte le classi di lunghezza (Craig et al., 1986; Degerman et al., 1988). L'altana presenta, infatti, due punti di selezione: un limite inferiore costituito dalla circonferenza massima del pesce e un limite superiore, che coincide, in genere, con la circonferenza a livello opercolare: un pesce di circonferenza massima inferiore al perimetro della maglia non sarà catturato dalla rete, mentre l'esemplare con una circonferenza opercolare superiore al perimetro della maglia non penetrerà in essa fino al punto da rimanervi bloccato e, pertanto, sarà libero di allontanarsi facilmente dalla rete. L'utilizzo di reti con maglie differenti appare, quindi, il metodo di campionamento più corretto laddove l'obiettivo sia quello di ottenere un campione della comunità ittica rappresentato da tutte le specie presenti con le relative strutture in classi di età (Craig et al., 1986; Degerman et al., 1988).

Il cocullo o bertovello è una rete a forma di sacco costituito da maglie di piccole dimensioni, provvisto di due reti laterali, chiamate ali, che hanno la funzione di indirizzare il pesce verso l'apertura del sacco. Il sacco è costituito da diverse camere poste in successione

che guidano il pesce verso l'interno impedendogli di tornare indietro. Il cocullo è, quindi, un attrezzo ad inganno dotato di una selettività nei confronti della taglia degli esemplari che cattura molto minore rispetto all'altana. Tale attrezzo è, in genere, posizionato in acque poco profonde ed ancorato al fondo e tende a selezionare nel pescato le specie bentoniche e gli stadi che vivono nei pressi delle rive. Il cocullo, inoltre, a differenza dell'altana che in genere determina la morte degli esemplari catturati, presenta il vantaggio di catturare il pesce praticamente senza arrecargli alcun danno.

Ogni individuo catturato è stato determinato a livello di specie, misurato e pesato: la lunghezza individuale, espressa come lunghezza totale (LT), è stata rilevata, con precisione ± 0.1 cm, dall'apice del muso fino al lobo superiore della pinna caudale (Anderson e Neumann, 1996) mediante tavoletta ittiometrica graduata, mentre il peso individuale (P) è stato rilevato con una bilancia elettronica con precisione ± 1 grammo. Ad un sub-campione di individui, selezionato in modo tale da coprire tutte le classi di lunghezza presenti nella popolazione ad intervalli di 1 cm, sono state prelevate alcune scaglie, per la successiva determinazione dell'età in laboratorio. Il prelievo è stato effettuato sui fianchi, in zone diverse a seconda delle specie catturate (Bagenal, 1978; Ombredane e Richard, 1990); le scaglie sono state conservate in etanolo al 30% ed analizzate in laboratorio mediante microscopio ottico collegato ad un sistema di acquisizione delle immagini (IAS 2000).

5.2 – DETERMINAZIONE DELL'ETA'

La determinazione dell'età si realizza nei pesci, così come negli altri organismi ectotermi, sfruttando la loro periodicità nell'accrescimento; in genere i pesci alternano periodi di crescita relativamente rapida, in presenza della maggiore disponibilità alimentare e delle temperature più elevate (primavera ed estate), a periodi di accrescimento lento, quando la scarsa disponibilità di cibo e le basse temperature riducono l'attività metabolica, ma anche durante il periodo di riproduzione, quando la maggior parte delle energie viene spesa per la maturazione delle gonadi e nell'attività riproduttiva. Questa discontinuità nel processo di accrescimento viene registrata a livello delle strutture ossee, come scaglie, vertebre, otoliti, raggi delle pinne, ossa opercolari, il cui aumento delle dimensioni avviene nei pesci per la continua apposizione di tessuto sulle parti esterne, a partire da un nucleo centrale. In queste strutture, i periodi di accrescimento lento danno luogo alla formazione di anelli o fasce che appaiono opache alla luce riflessa, mentre i periodi di rapido accrescimento determinano degli anelli o fasce più ampie rispetto ai periodi di accrescimento lento e che appaiono scure alla luce riflessa. L'utilizzo di questo metodo fornisce soddisfacenti risultati dove è presente una forte stagionalità, come nelle zone temperate e continentali, mentre risulta poco utilizzabile nelle zone tropicali (Tesch, 1971).

Metodo scalimetrico

Di solito, per la determinazione dell'età vengono utilizzate le scaglie poiché tali strutture sono facili da prelevare e permettono il rilascio dell'esemplare senza che questo subisca danni permanenti. L'area del corpo dalla quale le scaglie vengono prelevate è quella nella quale tali strutture si presentano grandi e simmetriche e ciò ne facilita l'interpretazione; generalmente la posizione più soddisfacente è rappresentata da quella mediana al di sotto della pinna dorsale, sebbene quest'area vari a seconda delle specie (DeVrie e Frie, 1996).

La scaglia si forma per deposizione di carbonato di calcio a partire da un primitivo nucleo centrale (*focus*) e si dispone attorno ai bordi, formando delle strutture circolari, concentriche al *focus*, chiamate *circuli*. Nelle zone temperate, caratterizzate da estati calde durante le quali l'alimento abbonda e da inverni freddi con scarse risorse alimentari, le scaglie crescono più rapidamente in estate per cui la distanza tra i *circuli* risulta maggiore rispetto all'inverno, periodo in cui la scaglia cresce più lentamente e la distanza tra i *circuli* è, quindi, minore. La diversa disposizione stagionale dei *circuli* concorre alla formazione alternata di zone della scaglia in cui i *circuli* risultano più addensati (*annuli*) e zone in cui sono largamente spaziate tra di loro (Figura 5.2): è possibile determinare l'età del pesce in base al conteggio degli *annuli* che corrisponde al numero di inverni trascorsi dal pesce al momento della cattura

(Forneris, 1990). L'assegnazione dell'età di un soggetto avviene riportando con un numero intero gli anni di vita a cui viene aggiunto il segno “+” che indica l'accrescimento realizzato nel periodo successivo alla formazione dell'ultimo *annulus*. Successivamente, l'età del pesce è stata espressa in anni, sulla base della data di cattura dell'esemplare e del periodo di

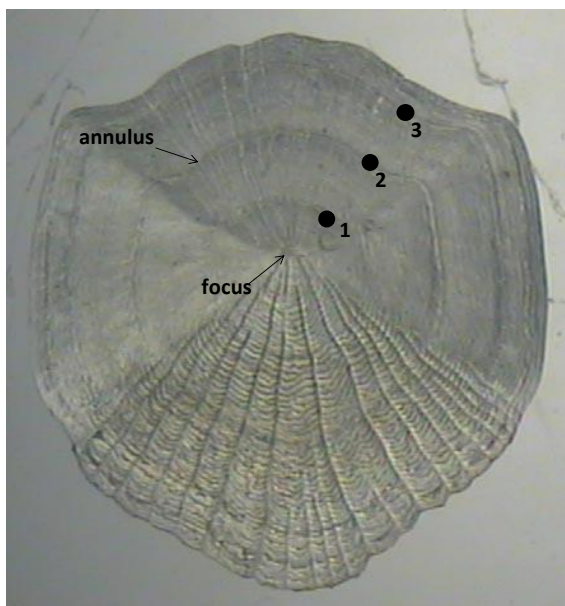


Figura 5.2 – Scaglia di cavedano vista al microscopio ottico (i numeri indicano gli annuli).

riproduzione della specie.

Sebbene la scalimetria sia uno dei metodi più efficaci nella determinazione dell'età dei pesci, la presenza di eventuali falsi *annuli*, determinati da particolari condizioni di sviluppo dell'individuo (malattie, riduzione dal punto di vista quali-quantitativo della base alimentare, riproduzione, ecc.) può rendere la lettura delle scaglie di difficile interpretazione. Nell'utilizzo di tale metodo bisogna, inoltre, scartare le scaglie “rigenerate”, cioè che sono state generate successivamente alla perdita della scaglia primaria; in questo tipo di scaglie, che al microscopio appaiono con il *focus* ampio ed allargato, si sono, infatti, perse le informazioni relative agli *annuli* precedenti alla perdita della scaglia.

Per l'attribuzione dell'età a tutti gli individui catturati, il metodo scalimetrico è stato integrato con il metodo di Petersen (Bagenal, 1978; DeVries e Frie, 1996).

Metodo di Petersen

Il metodo di Petersen si basa sulla distribuzione delle frequenze delle lunghezze all'interno di una popolazione ittica. Se la composizione in lunghezza di una popolazione viene

rappresentata per mezzo di un istogramma di frequenza, soprattutto tra i pesci più piccoli, si osserverà una distribuzione multimodale: ad ogni moda può essere associata una classe di età e stabiliti i relativi intervalli di lunghezza. Queste mode saranno tanto più pronunciate se la specie esaminata presenta una stagione riproduttiva breve, un accrescimento rapido ed uniforme ed assenza di dimorfismo sessuale nell'accrescimento (Bagenal, 1978); generalmente nelle prime classi di età, dove l'accrescimento in lunghezza è più rapido, le mode risultano più evidenti mentre nelle classi più anziane le coorti tendono a sovrapporsi poiché nei pesci la velocità di accrescimento rallenta con il tempo, rendendo per questi esemplari, difficile l'interpretazione dell'istogramma.

Anche quando la determinazione dell'età viene effettuata con le scaglie o altre strutture ossee, l'utilizzo di tale metodo può risultare utile nel ridurre il materiale da esaminare. In prossimità di ciascuna moda, infatti, è ragionevole pensare che tutti i pesci abbiano la medesima età per cui l'esame delle scaglie si può concentrare su quegli esemplari che si trovano ai confini delle mode e sugli individui più grandi per i quali le mode si sovrappongono.

5.3 – DETERMINAZIONE DELLE CURVE DI RIFERIMENTO PER L'ACCRESIMENTO

5.3.1. Accrescimento teorico in lunghezza

La relazione biologica tra l'età e la lunghezza nei pesci in campo ittiologico è fondamentale per l'elaborazione di modelli di dinamica di popolazione. La valutazione e la stima dell'accrescimento sono legate ad alcune caratteristiche come la mortalità naturale e la lunghezza o l'età di prima maturazione sessuale (Charnov, 1993; Jensen, 1998). Gli studi sull'età e l'accrescimento sono anche importanti nel descrivere la biologia di base e l'ecologia delle specie ittiche (Wetherley e Gill, 1987; Cailliet e Goldman, 2004).

I modelli che descrivono l'accrescimento nei pesci non solo permettono di capire meglio i meccanismi di crescita di un pesce, ma forniscono anche uno strumento di comparazione tra popolazioni; tali modelli possono essere usati in un contesto più ampio per studiare le interazioni trofiche e le dinamiche che avvengono all'interno degli ecosistemi acquatici (Jackson et al., 2008).

Sebbene in letteratura siano disponibili modelli matematici diversi che analizzano l'accrescimento, la funzione di von Bertalanffy (VBGF - *von Bertalanffy Growth Function*) (von Bertalanffy, 1938) è la più usata in campo ittiologico poiché include la crescita indeterminata dei pesci e si adatta bene ai dati osservati, sia a livello di accrescimento individuale che di popolazione. I parametri di tale funzione risultano particolarmente utili nel descrivere l'accrescimento generale nei pesci (Chen et al., 1992; Quinn e Deriso, 1999), ottenere dati di riferimento (Clark 1991; Williams e Shetzer, 2003) e stimare altri parametri propri del ciclo biologico di un organismo (Beverton e Holt, 1959; Beverton 1992).

Le attuali tecniche di stima della VBGF usano metodi di regressione non lineare o di massima verosimiglianza per calcolare la relazione deterministica tra lunghezza ed età, assumendo che tutta la varianza tra il modello ed i dati sia dovuta all'eterogeneità nei dati iniziali (Quinn e Deriso, 1999). Questa varianza descrive la variazione naturale nelle lunghezze raggiunte alle varie età, attribuibile ai processi di accrescimento individuale.

Il modello di von Bertalanffy è descritto dalla seguente funzione:

$$L_t = L_\infty \{1 - e^{-k(t-t_0)}\}$$

dove:

L_t è lunghezza totale teorica all'età t (cm);

L_∞ è l'asintoto della curva, cioè la lunghezza massima teorica (cm) che il pesce potrebbe raggiungere se continuasse a vivere indefinitamente;

k è la velocità con la quale la curva di accrescimento si avvicina all'asintoto;

t_0 è l'età teorica alla quale il pesce ha lunghezza pari a zero.

Per ciascuna popolazione esaminata è stata costruita la relativa curva di accrescimento e determinate le incognite previste dal modello; le lunghezze utilizzate sono date dai valori medi raggiunti nelle varie classi di età.

È stato inoltre preso in considerazione e calcolato il parametro Φ , espresso dall'equazione (Pauly e Munro, 1984):

$$\Phi = \log_{10}k + 2\log_{10}L_{\infty}$$

Il valore di Φ mette in relazione i parametri L_{∞} e k della funzione di von Bertalanffy ed individua differenze nelle caratteristiche degli accrescimenti in ambienti diversi (Abella et al., 1994), rendendo così possibile un confronto fra le singole popolazioni di una stessa specie.

Seguendo la metodologia riportata in Pedicillo et al. (2010), per sviluppare un modello di riferimento che permetta di giudicare e confrontare l'accrescimento teorico in lunghezza delle principali specie ittiche presenti in Umbria, per ciascuna di esse ed in ognuna delle popolazioni esaminate, sono stati calcolati i parametri dell'equazione di von Bertalanffy. Tuttavia, per un certo numero di popolazioni la traiettoria della curva di accrescimento non era asintotica e, quindi, i rispettivi valori di L_{∞} e k potevano risultare irrealistici (Fox, 1994; Živkov et al., 1999). Per tale motivo, onde evitare che le successive analisi fossero influenzate da questi dati, tutte quelle popolazioni in cui la lunghezza dell'esemplare più grande catturato era inferiore al 50% della rispettiva L_{∞} sono state escluse dalle successive elaborazioni.

In ogni specie, per ciascuna delle rimanenti popolazioni, utilizzando i corrispondenti parametri della funzione di von Bertalanffy, sono state calcolate le lunghezze relative ad ogni età (L_t). Sul data-set così ottenuto è stata effettuata un'analisi della distribuzione delle lunghezze: in base alla longevità delle singole specie esaminate, per ciascuna età considerata, il 25° ed il 75° percentile della lunghezza sono stati considerati come soglie di riferimento, rispettivamente per un accrescimento "scarso" e "buono", mentre valori di lunghezza compresi tra queste due soglie sono stati considerati indice di un accrescimento nella "norma" (Figura 5.3). I valori di tali soglie sono stati utilizzati per costruire le curve di accrescimento teorico in lunghezza che rappresentano gli standard di riferimento di ciascuna specie. I parametri L_{∞} e k di queste curve sono stati utilizzati per calcolare i rispettivi valori di riferimento di Φ . Tali valori, unitamente a quelli dei parametri di von Bertalanffy, rappresentano uno strumento per valutare sinteticamente la qualità complessiva dell'accrescimento di una data popolazione ittica (Pedicillo et al., 2010a e 2010b).

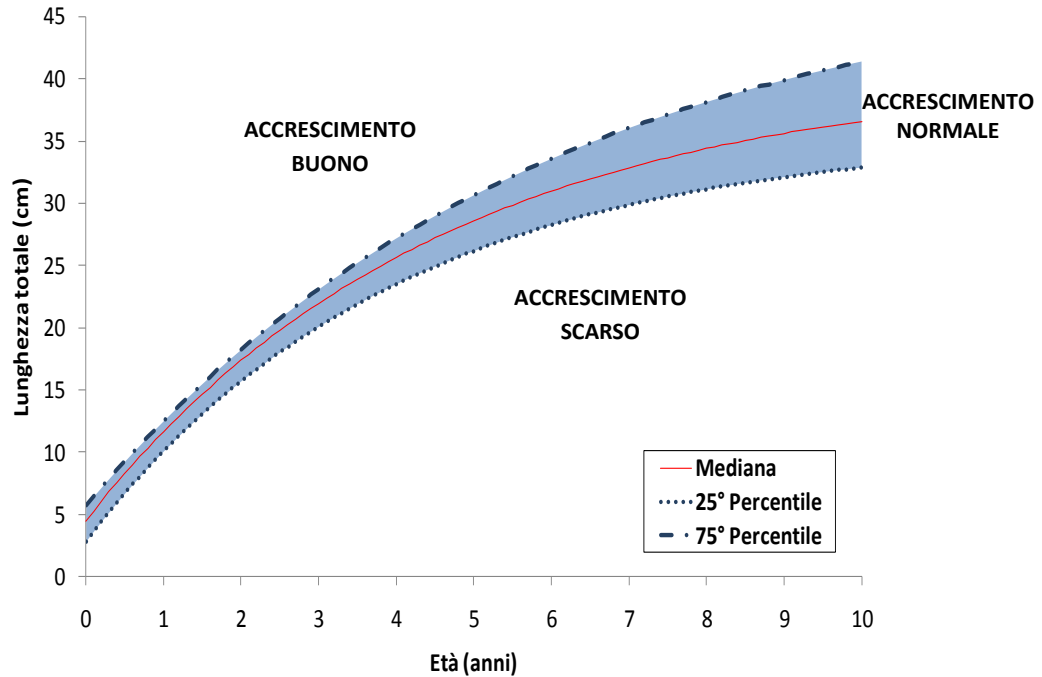


Figura 5.3 – Schema di curve di riferimento per la valutazione dell'accrescimento teorico in lunghezza.

5.3.2. Relazione lunghezza – peso (RLP)

Secondo Le Cren (1951) l'analisi della relazione esistente tra la lunghezza ed il peso nei pesci è rivolta verso due obiettivi principali:

- 1) descrivere matematicamente la relazione tra il peso e la lunghezza, in modo tale da poter convertire l'uno nell'altro;
- 2) misurare la deviazione da un peso atteso per un individuo o un gruppo di individui di una data lunghezza, fornendo indicazioni sul suo stato di benessere generale, sviluppo delle gonadi, etc. Il termine "condizione" è stato usato per analisi di questo tipo.

Un utile modello per descrivere la relazione tra la lunghezza ed il peso è rappresentato dalla funzione potenza (Bagenal, 1978):

$$P = a LT^b$$

dove P è il peso, LT è la lunghezza totale, a e b sono i parametri della relazione. Tali parametri possono anche essere stimati attraverso una regressione lineare dei dati di lunghezza e peso trasformati logaritmicamente. In tal modo la relazione da curvilinea diventa lineare:

$$\log_{10}P = a' + b \log_{10}LT$$

dove a' , che è il \log_{10} del coefficiente a nella relazione potenza, rappresenta l'intercetta della retta con l'asse delle ordinate, mentre il parametro b rappresenta l'esponente della forma potenza della relazione e la pendenza della linea di regressione (coefficiente di regressione) nella forma logaritmica. Se $b = 3$ l'accrescimento è di tipo isometrico e risulta, quindi, perfettamente proporzionale nelle tre dimensioni dello spazio: gli esemplari di piccole dimensioni presentano la stessa forma e condizione degli esemplari più grandi. Se il parametro b risulta diverso da 3 allora l'accrescimento è di tipo allometrico. In particolare, se $b > 3$ gli esemplari più grandi hanno avuto un incremento in altezza e larghezza maggiore rispetto alla lunghezza (allometria positiva); questo si può verificare o a causa di un notevole cambiamento ontogenetico nella forma del corpo con il crescere della taglia, oppure, più comunemente, perché gli esemplari di maggiori dimensioni presentano una forma più tozza rispetto agli esemplari più piccoli. Al contrario, se $b < 3$ gli individui più grandi hanno cambiato la forma del loro corpo divenendo più allungati rispetto a quelli più piccoli (allometria negativa). Sebbene i valori di b possano variare in un intervallo compreso tra 2 e 4, secondo Carlander (1969) tale coefficiente dovrebbe essere compreso tra 2.5 e 3.5 poiché valori esterni a questo intervallo derivano, molto spesso, da campioni poco rappresentativi dell'intero range di lunghezze tipico della specie in esame.

Per ciascuna specie considerata in questo studio è stata determinata la curva relativa alla relazione esistente tra la lunghezza ed il peso degli esemplari di ogni singola popolazione; in questo modo è stato possibile individuare ed eliminare dalle successive elaborazioni gli eventuali *outlier*, rappresentati dagli individui che presentavano misure di peso o di lunghezza anomali dovuti ad errori di rilevazione dei dati su campo.

All'interno di ogni specie è stata, quindi, analizzata la distribuzione delle frequenze dei due parametri della relazione lunghezza – peso relativi alle singole popolazioni e l'ipotesi di normalità della distribuzione è stata verificata mediante il test W di Shapiro – Wilk.

Per verificare la tendenza durante l'accrescimento, verso l'isometria oppure verso l'allometria (positiva o negativa), il valore medio del coefficiente di regressione b delle singole specie è stato confrontato con il valore 3 che è indice di un accrescimento di tipo isometrico; tale confronto è stato effettuato mediante il t – test.

Una forte relazione negativa intercorre tra i due parametri della RLP; questa interrelazione può essere linearizzata in un plot del $\log_{10}a$ su b che aiuta ad identificare eventuali popolazioni *outlier*, che non si allineano lungo la retta di regressione, e le cui RLP possono essere giudicate discutibili, a causa, ad esempio, di campioni aventi un range di dimensioni degli esemplari troppo esiguo, un numero di osservazioni troppo scarso o una varianza troppo elevata (Froese, 2000). Per ognuna delle specie studiate è stata, quindi,

effettuata un'analisi di regressione lineare tra i valori del $\log_{10}a$ in funzione di b : tutte le popolazioni *outlier* che non si allineavano sulla retta di regressione e quelle che presentavano il valore del parametro b esterno all'intervallo ottimale 2.5 – 3.5 (Carlander, 1969) sono state eliminate dalle successive analisi. Allo scopo di evidenziare come si collocano le RLP delle specie del bacino del Tevere rispetto ad altre specie ittiche, nel grafico sono stati inseriti anche i parametri a e b di oltre 3000 popolazioni appartenenti a 1207 specie ittiche diverse. Tali dati sono contenuti in FISHBASE, un database on – line che raccoglie informazioni relative a vari aspetti della biologia di 31900 specie ittiche a livello mondiale (Froese e Pauly, 2010).

Successivamente a questa fase di validazione dei dati, per sviluppare i modelli di riferimento della relazione lunghezza-peso (RLP) è stata seguita una procedura simile a quella utilizzata per il modello dell'accrescimento teorico in lunghezza.

In ogni singola specie, per ciascuna popolazione rimasta dopo la selezione dei dati, attraverso la rispettiva RLP sono stati calcolati i pesi degli esemplari ad intervalli di lunghezza di 1 cm. Sul data set così ottenuto è stata effettuata un'analisi della distribuzione dei pesi: per ciascun intervallo di lunghezza è stato calcolato il 25° ed il 75° percentile del peso; successivamente, con i valori ottenuti è stato costruito un grafico riassuntivo come quello in figura 5.4 che riporta le curve di regressione tra la lunghezza e, rispettivamente, i valori del 25° e 75° percentile del peso: ad una determinata lunghezza, il peso di un esemplare è giudicato nella norma se è compreso tra il 25° ed il 75° percentile. Se la curva RLP di una popolazione è posizionata al di sotto di quella relativa al 25° percentile vuol dire che gli esemplari di tale popolazione, rispetto alla norma, privilegiano la lunghezza sul peso durante l'accrescimento;

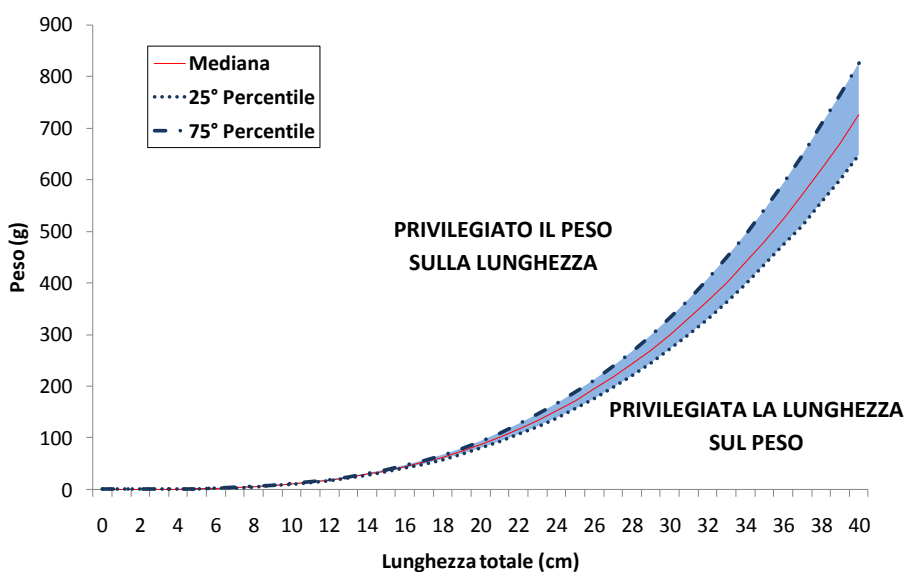


Figura 5.4 – Schema di curve di riferimento per la valutazione della regressione lunghezza - peso.

tale risultato potrebbe indicare anche che, rispetto alle condizioni di riferimento, gli esemplari della popolazione si trovano in uno stato di benessere peggiore. Al contrario, se la curva si trova al di sopra di quella relativa al 75° percentile allora, rispetto alla norma, gli individui della popolazione in esame privilegiano il peso sulla lunghezza e probabilmente presentano in una condizione migliore.

La pendenza della retta di regressione del $\log_{10}a$ in funzione di b può essere usata per stimare, per una data RLP, il valore che il parametro a avrebbe se il coefficiente b fosse uguale a 3, cioè nel caso in cui gli esemplari di una popolazione o di una specie crescessero in maniera isometrica (Froese, 2006). Questo valore ($a_{3,0}$), denominato fattore forma, può essere usato per determinare se la forma del corpo di una data specie o popolazione differisce da altre.

In ciascuna specie, per ogni popolazione rimanente dopo la fase di validazione dei dati, il fattore forma è stato calcolato secondo la relazione

$$a_{3,0} = 10^{\log a - 5(b-3)}$$

dove a e b rappresentano i parametri della RLP della popolazione, mentre S rappresenta la pendenza della retta di regressione $\log_{10}a$ in funzione di b della specie, epurata delle popolazioni *outlier* o che presentavano valori di b esterni all'intervallo ottimale 2.5 – 3.5.

Per confrontare la forma del corpo delle specie analizzate nel bacino del fiume Tevere con quella di altre specie ittiche, i valori di $a_{3,0}$ ottenuti in questo studio sono stati comparati con quelli riportati in Froese (2006) e relativi a 1316 specie ittiche diverse raggruppate in base alla forma del corpo (Tabella 5.1).

L'equazione per il calcolo del fattore forma è stata applicata anche alle RLP che costituiscono gli standard di riferimento per la relazione lunghezza - peso di ciascuna specie analizzata. Questo ha permesso di definire, anche per il fattore forma, dei valori di riferimento che permettono di descrivere la forma del corpo degli esemplari di una data popolazione rispetto agli standard tipici della specie nel bacino del fiume Tevere. La forma che caratterizza le diverse specie è definita dall'intervallo di valori di $a_{3,0}$ compresi tra quelli corrispondenti alla RLP del 25° e del 75° percentile; quando i valori di $a_{3,0}$ risultano inferiori a questo intervallo la forma degli esemplari di una data popolazione è più allungata rispetto all'aspetto tipico della specie, mentre, se è superiore, la forma è più tozza.

Forma del corpo	$a_{3,0}$ mediana	$a_{3,0}$ 95% IC	$a_{3,0}$ 5° - 95° perc.
<i>Anguilliforme</i>	0.0013	0.0010 - 0.0017	0.0003 - 0.0139
<i>Allungato</i>	0.0084	0.0078 - 0.0091	0.0029 - 0.0178
<i>Fusifforme</i>	0.0137	0.0131 - 0.0140	0.0061 - 0.0240
<i>Corto ed alto</i>	0.0187	0.0172 - 0.0193	0.0077 - 0.0336

Tabella 5.1 – Relazione tra aspetto del corpo e fattore forma (Froese, 2006).

5.4 – RELATIVE STOCK DENSITY (RSD) E PROPORTIONAL STOCK DENSITY (PSD)

La struttura di una popolazione ittica è rappresentata dalla distribuzione degli esemplari nelle diverse classi di età o di taglia. Tale distribuzione è regolata dai tassi di reclutamento, accrescimento e mortalità (Neumann e Allen, 2007). La struttura di una popolazione viene, inoltre, alterata dal prelievo, perché introduce un'ulteriore causa di mortalità in aggiunta a quelle naturali e perché si esplica in maniera differenziale sulle varie classi di età o di taglia.

Il rapporto tra i vari gruppi d'età presenti in una popolazione ha profonde influenze sulla demografia delle popolazioni stesse e permette di fare alcune previsioni sulle possibili condizioni future. Infatti, le popolazioni in rapida espansione hanno di solito una distribuzione di frequenza degli individui notevolmente spostata verso le classi di età più giovani, quelle stazionarie hanno una distribuzione più uniforme delle classi d'età, mentre quelle in declino hanno di solito una distribuzione di frequenza delle classi più vecchie molto elevata e scarsa presenza di giovani. La descrizione della struttura di una popolazione ittica in termini di classi di età o di taglia rappresenta, quindi, un presupposto fondamentale per una sua gestione razionale, sia nell'ottica della conservazione che in quella dello sfruttamento sostenibile. Il PSD (Anderson, 1976) e l'RSD (Gabelhouse, 1984) rappresentano degli indici sintetici basati sulle distribuzioni di frequenza delle lunghezze di una data popolazione ittica che permettono di giudicare la sua struttura per taglia, valutandone lo scostamento rispetto ad una popolazione bilanciata. Tali indici rappresentano la percentuale di pesci di un determinato gruppo di taglia in un campione. Gabelhouse (1984) ha elaborato un sistema di categorizzazione costituito da cinque classi di taglia sviluppate sulla base delle aspettative dei pescatori sportivi. Le classi di taglia sono:

- stock: taglia di scarso valore per i pescatori sportivi;
- quality: rappresenta la misura minima del pesce che la maggior parte dei pescatori desidera catturare;
- preferred: Gabelhouse suggerisce che, sebbene alla maggior parte dei pescatori piaccia catturare pesci almeno di taglia *quality*, potendo scegliere, essi preferirebbero catturare pesci più grandi. Tale lunghezza rappresenta la taglia *preferred*;
- memorable è definita la lunghezza di un pesce del quale la maggior parte dei pescatori conserva il ricordo della sua cattura;
- trophy rappresenta la taglia trofeo e che, quindi, è considerata degna di riconoscimento.

Il calcolo dei due indici è definito come segue

$$RSD = \frac{\text{numero di pesci} \geq \text{lunghezza specifica}}{\text{numero di pesci} \geq \text{lunghezza stock}} \times 100 \text{ (Gabelhouse, 1984)}$$

dove per lunghezza specifica si intende una delle categorie di taglia sopra riportate.

Quando si utilizza come lunghezza specifica la taglia *quality* l'RSD prende il nome di PSD (*Proportional Stock Density*) (Anderson, 1976). Sono considerate bilanciate quelle popolazioni ittiche che presentano valori di PSD compresi tra 35 e 65 (Gabelhouse, 1984): quando il PSD risulta inferiore a 35 è indice di una scarsa presenza di individui adulti nella popolazione, al contrario valori troppo elevati ($PSD > 65$) denotano una presenza sproporzionata di adulti, una riproduzione probabilmente insufficiente o un'eccessiva mortalità che incide sugli stadi giovanili.

Nel corso di questa ricerca è stato analizzato in dettaglio solamente il PSD poiché per le specie esaminate, ad eccezione della trota fario, non esistono in letteratura i valori di riferimento per popolazioni bilanciate dell'RSD-Preferred, RSD-Memorable e RSD-Trophy. Sono state, comunque, calcolate le soglie anche per le categorie di taglia *preferred*, *memorable* e *trophy* poiché possono costituire un contributo allo sviluppo ed alla diffusione di questi indici.

Per stimare le soglie delle diverse categorie di taglia sono stati utilizzati i due metodi presenti in letteratura e che sono riportati in Zick et al. (2007).

- **Metodo 1**

Seguendo un approccio di tipo tradizionale (Gabelhouse, 1984), ciascuna categoria è stata calcolata come percentuale rispetto alla taglia massima (LT_{max}) registrata nell'area di studio per la specie in esame:

$$\text{stock (S)} = 20 - 26\% \text{ di } LT_{max}$$

$$\text{quality (Q)} = 36 - 41\% \text{ di } LT_{max}$$

$$\text{preferred (P)} = 45 - 55\% \text{ di } LT_{max}$$

$$\text{memorable (M)} = 59 - 64\% \text{ di } LT_{max}$$

$$\text{trophy (T)} = 74 - 80\% \text{ di } LT_{max}$$

Per ciascuna categoria di taglia la lunghezza di riferimento è stata calcolata come media aritmetica dei due estremi (Zick et al., 2007). Ad esempio, per la trota fario la lunghezza massima rilevata nell'area di studio è di 60 cm; la soglia di riferimento per la taglia *stock* è stata calcolata come la media, arrotondata al valore intero più vicino, tra 12 cm (20% di LT_{max}) e 15.6 cm (26% di LT_{max}) e, cioè, 14 cm.

• **Metodo 2**

In questo approccio sono stati utilizzati due parametri biologici: il valore medio di L_{∞} relativo a tutte le popolazioni analizzate e la lunghezza alla maturità (L_m) determinata secondo la relazione $\log_{10}L_m = 0.8979 \log_{10}L_{\infty} - 0.0782$ (Froese e Binohlan, 2000); le lunghezze delle diverse categorie di taglia sono state, quindi, così calcolate (Gassner et al., 2003):

$$\text{stock (S)} = Q - ((T - Q)/3)$$

$$\text{quality (Q)} = L_m$$

$$\text{preferred (P)} = Q + ((T - Q)/3)$$

$$\text{memorable (M)} = Q + (((T - Q)/3) \times 2)$$

$$\text{trophy (T)} = 80\% \text{ del valore medio di } L_{\infty}$$

Per valutare se il giudizio sulla qualità della struttura di una popolazione ittica fornito dai due metodi fosse concorde, le soglie per la taglia *stock* e *quality*, determinate con entrambi i metodi, sono state applicate al campione complessivo di ciascuna specie indagata ed ad ogni singola popolazione allo scopo di calcolare i rispettivi PSD. Per ogni singola popolazione o campione i valori di PSD calcolati con i due metodi sono stati confrontati mediante il test del χ^2 seguendo la procedura descritta da Conover (1980) e riportata sotto:

	N° pesci \geq taglia Quality (Q)	S - Q	N° pesci \geq taglia Stock (S)	PSD
Metodo 1	O_{11}	O_{12}	n_1	A
Metodo 2	O_{21}	O_{22}	n_2	B
TOTALI	$C_1 = (O_{11} + O_{21})$	$C_2 = (O_{12} + O_{22})$	N	

$$T = \frac{N(O_{11}O_{22} - O_{12}O_{21})^2}{n_1n_2C_1C_2}$$

Per una determinata popolazione o campione, le differenze tra i valori di PSD calcolati con il Metodo 1 e 2, rispettivamente A e B nello schema riportato sopra, non sono state considerate significative se il valore di T risultava minore di 3.841, che rappresenta la soglia di significatività a 0.05 quando i gradi di libertà sono pari a 1.

Per ciascuna specie ittica studiata, il confronto tra i valori medi di PSD calcolati con i due metodi è stato, invece, effettuato mediante il Mann – Whitney U test.

La dimensione del campione assume una notevole importanza quando si usano questi indici per quantificare le frequenze delle lunghezze e valutare, quindi, la struttura di una

popolazione: utilizzare un campione con un numero di esemplari troppo basso potrebbe condurre ad una stima del PSD con un grado di precisione scadente (Gustafson, 1988). Gli intervalli di confidenza di una stima rappresentano un utile metodo per valutare il livello di precisione della stima stessa. Il PSD è calcolato come percentuale di una classe di taglia presente in un campione. Le stime di PSD, così come le altre stime espresse come percentuale, presentano una distribuzione binomiale. Tuttavia, se i valori di PSD non sono troppo vicini a 0 o a 100 e le dimensioni del campione sono sufficientemente ampie, la distribuzione binomiale può essere approssimata mediante una distribuzione normale (Hamburg, 1974). L'approssimazione normale, infatti, sebbene sia meno accurata rispetto ad una distribuzione binomiale, risulta più semplice da calcolare. Tuttavia, il vero intervallo di confidenza binomiale è asimmetrico rispetto alla stima, mentre l'approssimazione normale risulta simmetrica; le differenze in simmetria tra la distribuzione binomiale e l'approssimazione normale sono tanto più pronunciate quanto più piccolo è il campione e quanto più i valori di PSD si avvicinano a 0 o a 100. In questi casi l'approssimazione normale dovrebbe essere considerata non valida poiché le stime degli intervalli di confidenza potrebbero includere valori di PSD maggiori di 100 o minori di 0 (Gustafson, 1988). Per stabilire il numero minimo di esemplari all'interno di un campione al fine di ottenere un valore attendibile di PSD, Willis et al. (1993) suggeriscono di utilizzare le tabelle di Gustafson (1988) per ottenere gli intervalli di confidenza all'80% ed al 95% per il PSD. Le tabelle di Gustafson (Tabella 5.2), per dati valori di PSD, riportano i corrispondenti intervalli di confidenza all'80% ed al 95% in funzione delle dimensioni del campione espresso come numero di esemplari superiore alla taglia *stock* (N). In queste tabelle, per un dato valore di PSD e di N , quando le dimensioni del campione risultano insufficienti per effettuare l'approssimazione normale alla distribuzione binomiale, il corrispondente intervallo di confidenza è omissivo.

In accordo con tali tabelle ed allo scopo di validare i valori di PSD, le popolazioni che presentavano un numero insufficiente di esemplari sono state escluse dal confronto fra i due diversi metodi per valutare l'efficacia nel calcolo del PSD.

Uno dei criteri per la determinazione del metodo migliore è stato, inoltre, il numero di popolazioni escluse in ciascun dei due metodi.

Un ulteriore criterio di valutazione nella scelta del metodo è stata la sensibilità che il PSD ha di variare in funzione della taglia degli esemplari che costituiscono il campione. Molti fattori, tra i quali il periodo di campionamento, la selettività degli attrezzi di cattura e l'area di campionamento, possono influenzare la composizione in taglia degli individui di un campione di una data popolazione ittica. Willis et al. (1993) riportano numerosi casi in cui risulta come il PSD sia molto sensibile alle oscillazioni di taglia del campione in funzione della stagione, degli

attrezzi di cattura e della zona di campionamento. Generalmente, quando questi fattori determinano una prevalenza nel campione degli esemplari di grande taglia si osserva una sovrastima del PSD di una popolazione; al contrario, quando in un campione non casuale si osserva una prevalenza di esemplari di piccola taglia si osserva una sottostima del PSD della popolazione. All'aumentare delle dimensioni degli esemplari che compongono il campione aumenta, quindi, il PSD della popolazione (Guy e Willis, 1991, Willis e Scalet, 1989, Carline et al., 1984). La capacità che il PSD ha di variare in funzione delle dimensioni degli esemplari che costituiscono un campione è stata, quindi, utilizzata per valutare l'efficacia dei due metodi nell'evidenziare le differenze nella composizione in taglia delle popolazioni studiate. Per ogni specie considerata è stata effettuata un'analisi di regressione lineare tra i valori di PSD, calcolati con entrambi i metodi, e la lunghezza media degli esemplari delle diverse popolazioni; per ogni specie sono stati discussi la significatività delle relazioni LT - PSD, i coefficienti di regressione r ed i valori di r^2 . Per ognuna delle specie considerate, è stato anche effettuato un confronto tra le due rette di regressione LT – PSD, ciascuna relativa ad un metodo, mediante l'analisi della covarianza (ANCOVA), utilizzando la lunghezza media come covariata.

N	PSD																			
	5	10	15	20	25	30	35	40	45	50	55	60	65	70	75	80	85	90	95	
10										48										
15							34	35	35	36	35	35	34							
20					26	27	28	29	29	29	29	29	28	27	26					
25				21	22	23	24	25	25	25	25	25	24	23	22	21				
30				19	20	21	21	22	22	22	22	22	21	21	20	19				
35			15	17	18	19	20	20	20	20	20	20	20	19	18	17	15			
40			14	15	17	17	18	18	19	19	19	18	18	17	17	15	14			
45			13	14	15	16	17	17	17	17	17	17	17	16	15	14	13			
50		11	12	13	14	15	16	16	16	16	16	16	16	15	14	13	12	11		
55		10	12	13	14	14	15	15	15	15	15	15	15	14	14	13	12	10		
60		9	11	12	13	14	14	14	15	15	15	14	14	14	13	12	11	9		
65		9	10	12	12	13	13	14	14	14	14	14	13	13	12	12	10	9		
70		9	10	11	12	12	13	13	13	13	13	13	13	12	12	11	10	9		
75		8	10	11	11	12	12	13	13	13	13	13	13	12	12	11	10	8		
80		8	9	10	11	12	12	12	12	12	12	12	12	12	11	10	9	8		
85		8	9	10	11	11	12	12	12	12	12	12	12	11	11	10	9	8		
90		7	9	10	10	11	11	11	12	12	12	11	11	11	10	10	9	7		
95		7	8	9	10	10	11	11	11	11	11	11	11	10	10	9	8	7		
100	5	7	8	9	10	10	11	11	11	11	11	11	11	10	10	9	8	7	5	
120	5	6	7	8	9	9	9	10	10	10	10	10	9	9	9	8	7	6	5	

Tabella 5.2 – Intervalli di confidenza al 95% per valori di PSD in funzione del numero di esemplari di taglia stock (N). I valori di N e del PSD sono riassunti mediante incrementi di 5. Quando le dimensioni del campione risultano insufficienti per una approssimazione normale alla distribuzione binomiale, i valori degli intervalli di confidenza sono stati omissi.

Il PSD di una popolazione ittica può essere influenzato anche da fattori come la pressione di pesca (Willis e Scalet, 1989, Bailey e Hubert, 2003) ed il tipo di regolamentazione a cui la popolazione è sottoposta (Lyons et al., 1996; Allen e Pine, 2000; Stone e Lott, 2002). Per esempio, una popolazione che è soggetta ad un'elevata pressione di pesca dovrebbe avere un valore di PSD basso, anche in presenza di un accrescimento rapido (Willis e Scalet, 1989). Al contrario, regolamentazioni più restrittive, possono determinare un aumento del PSD, ma anche aumentare la competizione tra gli individui della popolazione e ridurre il loro tasso di accrescimento (Healey, 1978, 1980; Donald e Alger, 1989; Beamesderfer e North, 1995) e la taglia massima degli esemplari (Walter e Post, 1993). Per quanto riguarda la trota fario, quindi, un ulteriore criterio per valutare l'efficacia dei due metodi alternativi nel calcolo del PSD è dato dalla loro sensibilità nel rispondere al tipo di gestione a cui le popolazioni sono sottoposte nell'area di studio. A questo scopo, l'insieme delle popolazioni oggetto di studio è stato suddiviso in

- *bandite di pesca*: è vietato qualsiasi tipo di prelievo durante tutto l'anno;
- *no kill*: la pesca è permessa solamente con esche artificiali, ami singoli e privi di ardiglione e con l'obbligo di rilascio del pesce catturato;
- *pesca tradizionale*: a ciascun pescatore è consentito l'uso di non più di una canna con o senza mulinello armata con un solo amo, con l'uso di esche naturali, e non più di tre ami o due ancorette, con l'uso di esche artificiali. La pesca è vietata da un'ora dopo il tramonto della prima domenica di ottobre all'alba dell'ultima domenica di febbraio. Il limite di catture giornaliere è di 6 capi di lunghezza minima pari a 22 cm.

Per ognuna delle popolazioni di trota fario analizzate, il set di dati delle lunghezze è stato diviso in intervalli da 2 cm e, quindi, calcolata la percentuale di esemplari compresi in ciascuna classe. Nel campione disaggregato per categoria gestionale è stata calcolata la percentuale media degli esemplari nelle diverse classi di lunghezza e, quindi, costruiti i relativi istogrammi delle frequenze cumulate delle lunghezze allo scopo di analizzare le eventuali differenze nella composizione in lunghezza delle popolazioni di trota fario sottoposte a diversa gestione. L'analisi di questi istogrammi è stata combinata con l'andamento dei valori medi del PSD calcolato con i due metodi e con l'andamento delle dimensioni medie degli esemplari nelle differenti categorie gestionali; questo è stato effettuato allo scopo di verificare quale dei due metodi metta meglio in risalto le differenze nella composizione in lunghezza delle popolazioni sottoposte a diversa gestione. Per ciascun metodo, il confronto tra i valori medi di PSD relativi ai diversi tipi di gestione, così come pure il confronto tra le lunghezze medie, è stato effettuato mediante l'analisi della varianza (ANOVA).

Per le altre specie considerate, il confronto tra tipi di gestioni non è stato effettuato in quanto non disponibili le informazioni sulle modalità con cui vengono gestite le singole popolazioni oggetto di studio.

CAPITOLO 6. RISULTATI

6.1. ACCRESCIMENTO TEORICO IN LUNGHEZZA

6.1.1 - TROTA FARIO *Salmo (trutta) trutta* Linnaeus, 1758

Il campione utilizzato per l'analisi dell'accrescimento teorico in lunghezza della trota fario è costituito da 126 popolazioni, con un numero complessivo di esemplari esaminati pari a 30127. Per ognuna di queste popolazioni sono stati calcolati i parametri dell'equazione di von Bertalanffy (VBGF) (Appendice 1).

A causa dell'eventuale presenza di popolazioni con curve di accrescimento non asintotiche e, quindi, di valori irrealistici dei rispettivi parametri della VBGF, si è resa necessaria una validazione dei dati: tutte le popolazioni in cui la lunghezza degli esemplari più grandi era inferiore al 50% della rispettiva L_{∞} sono state escluse dal campione di partenza. A seguito di questa fase preliminare di validazione dei dati, 7 popolazioni sono state eliminate dalle successive analisi e, pertanto, il campione utilizzato per sviluppare le curve di riferimento per l'accrescimento teorico in lunghezza della trota è costituito da 119 popolazioni per un numero complessivo di 28246 individui.

La tabella 6.1.1 riporta la statistica descrittiva dei parametri della VBGF ed i corrispondenti valori di Φ' relativi alle popolazioni analizzate. Nel campione esaminato la varianza giustificata (r^2) dal modello matematico utilizzato risulta sempre molto elevata, variando da un minimo del 93.7% ad un massimo del 100%, e questo testimonia la validità del modello adottato. La lunghezza all'infinito (L_{∞}) varia da 23.02 cm a 79.02 cm, con un valore medio pari 44.00 cm; tale valore sarà in seguito utilizzato per determinare la lunghezza alla maturità e le soglie relative alle categorie di lunghezza che servono per il calcolo del PSD della trota. Il parametro k presenta una media di 0.23 anni^{-1} ed i valori oscillano tra 0.08 e 0.63 anni^{-1} ; il parametro t_0 non viene discusso in maniera approfondita poiché presenta uno scarso significato dal punto di vista biologico (Johnson et al., 2005). Per quanto riguarda l'indice di performance dell'accrescimento (Φ') il suo valore medio risulta pari a 2.58 (min. = 2.25; max. = 2.94).

	Popolazioni	Media	Mediana	Minimo	Massimo	Deviazione Standard
k (anni^{-1})	119	0.23	0.20	0.08	0.63	0.11
L_{∞} (cm)	119	44.00	42.42	23.02	79.02	11.97
t_0 (anni)	119	-0.51	-0.55	-1.56	0.67	0.37
Φ'	119	2.58	2.59	2.25	2.94	0.11

Tabella 6.1.1 – Statistica descrittiva dei parametri dell'accrescimento teorico in lunghezza e di Φ' nel campione complessivo della trota fario.

6.1 Accrescimento teorico in lunghezza

Per ciascuna delle popolazioni analizzate, i rispettivi valori dei parametri dell'equazione di von Bertalanffy (VBGF) sono stati utilizzati per calcolare la lunghezza relativa a ciascuna età; in accordo con la longevità della specie in esame (Johnson et al. 1999) e poiché solo pochi siti di campionamento presentavano esemplari di età superiore ai 10 anni, tale soglia è stata considerata come valore massimo per il calcolo delle lunghezze alle diverse età. Sul data set così ottenuto è stata effettuata un'analisi di statistica descrittiva delle lunghezze raggiunte alle diverse età e la tabella 6.1.2 ne riporta i risultati. I valori corrispondenti al 25° percentile, al 75° percentile e alla mediana della lunghezza di ciascuna età sono stati utilizzati per costruire le curve di riferimento per l'accrescimento teorico in lunghezza della trota fario (Figura 6.1.1), le cui equazioni, insieme ai rispettivi valori di Φ' , sono riportati nella tabella 6.1.3.

L'analisi del parametro Φ' (Figura 6.1.2), che permette di dare un giudizio globale sulla qualità dell'accrescimento, evidenzia come, tra tutte le popolazioni analizzate, 51 (43% del totale) presentino valori uguali o superiori a 2.62, che rappresenta la soglia di riferimento per un accrescimento che può essere giudicato buono (Tabella 6.1.3); in 37 popolazioni (31% del totale) il parametro rientra nella norma poiché i valori sono compresi nell'intervallo 2.50 - 2.62, mentre in 31 casi (26% del totale) l'accrescimento risulta scarso in quanto Φ' è inferiore a 2.50.

Lunghezza totale (LT) (cm)								
Età (anni)	Popolazioni	Media	Mediana	Minimo	Massimo	25° Percentile	75° Percentile	Deviazione Standard
1	119	11.24	11.53	3.84	14.43	10.40	12.41	1.83
2	119	17.05	17.27	12.20	20.70	15.77	18.39	1.96
3	119	21.66	21.79	16.21	26.66	19.99	23.22	2.32
4	119	25.35	25.65	19.36	32.79	23.37	27.18	2.76
5	119	28.34	28.79	21.10	37.90	26.09	30.52	3.29
6	119	30.78	31.17	21.87	42.17	28.05	33.37	3.87
7	119	32.79	33.12	22.34	45.74	29.96	36.05	4.49
8	119	34.45	34.52	22.61	48.71	31.36	38.18	5.11
9	119	35.84	35.72	22.78	51.19	32.08	39.95	5.71
10	119	37.00	36.39	22.87	53.27	32.83	41.43	6.28

Tabella 6.1.2 – Statistica descrittiva delle lunghezze calcolate alle diverse età nel campione complessivo.

6.1 Accrescimento teorico in lunghezza

	Equazione	Φ'
25° Percentile	$L_t = 35.57 \{1 - e^{[-0.25(t + 0.33)]}\}$ ($R^2 = 0.9997$)	2.50
Mediana	$L_t = 40.65 \{1 - e^{[-0.22(t + 0.52)]}\}$ ($R^2 = 0.9998$)	2.56
75° Percentile	$L_t = 49.54 \{1 - e^{[-0.17(t + 0.73)]}\}$ ($R^2 = 0.9999$)	2.62

Tabella 6.1.3 – Equazioni di riferimento per l'accrescimento teorico in lunghezza della trota fario.

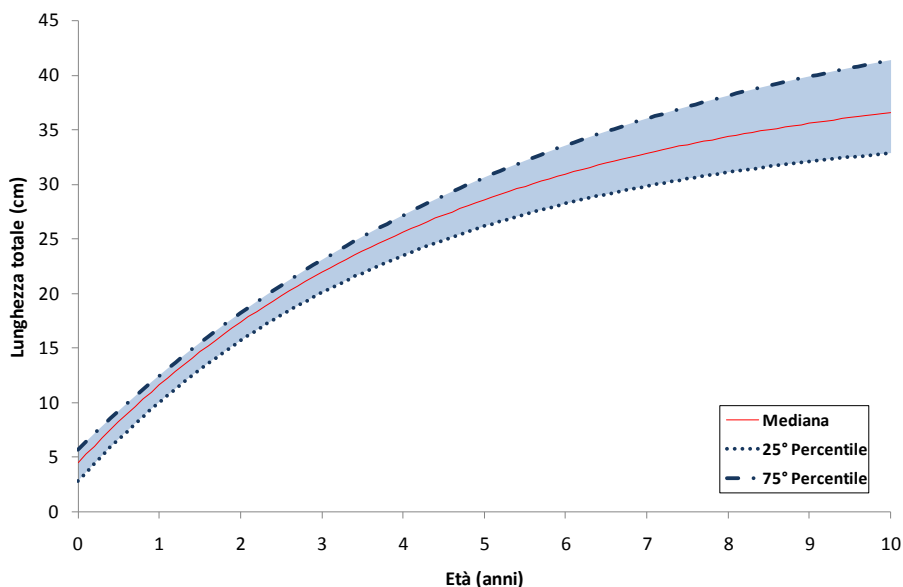


Figura 6.1.1 – Curve di riferimento per l'accrescimento teorico in lunghezza della trota fario (l'area compresa tra il 25° ed il 75° percentile indica lo standard tipico della specie).

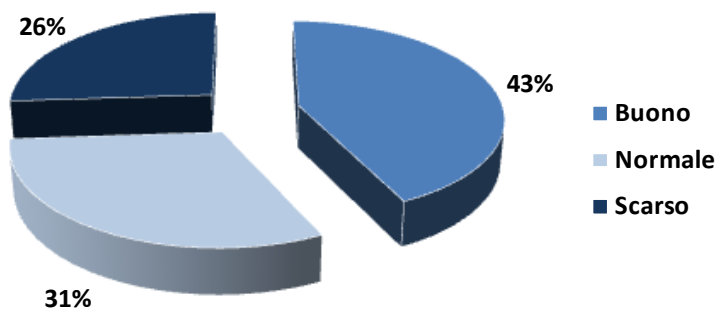


Figura 6.1.2 – Percentuale del numero di popolazioni di trota fario presenti in ciascuna categoria di qualità calcolata mediante i valori di riferimento del parametro Φ' .

6.1.2 – BARBO TIBERINO *Barbus tyberinus* Bonaparte, 1839

Per studiare la relazione esistente tra la lunghezza totale e l'età del barbo tiberino sono state analizzate 83 popolazioni, con un numero complessivo di 11834 esemplari (Appendice 2). Per ciascuna popolazione sono state determinate le equazioni per l'accrescimento in lunghezza secondo il modello di von Bertalanffy; mediante l'esame dei parametri di tali equazioni, 21 popolazioni sono state escluse dalle successive analisi poiché presentavano valori irrealistici. Il campione utilizzato per sviluppare il modello di riferimento per l'accrescimento teorico in lunghezza del barbo tiberino risulta, pertanto, costituito da 62 popolazioni e 8411 esemplari. Le curve di accrescimento teorico in lunghezza relative a queste popolazioni presentano valori di r^2 sempre molto elevati che oscillano tra un minimo dell'88.9% ed un massimo del 99.9%, e ciò testimonia la validità del modello utilizzato. La lunghezza all'infinito (L_∞) presenta un valore medio pari a 45.48 cm (min. = 24.79 cm; max. = 91.83 cm) e tale valore è stato successivamente utilizzato per determinare le lunghezze di riferimento delle categorie di taglia utili al calcolo del PSD e la lunghezza alla maturità del barbo tiberino nell'area di studio. Per quanto riguarda il tasso di accrescimento k , varia da un minimo di 0.07 ad un massimo di 0.42 anni^{-1} (valore medio = 0.22), mentre la media di Φ' risulta pari a 2.60 con un intervallo di variazione che va da 2.21 a 2.91 (Tabella 6.1.4). Il parametro t_0 , invece, non è stato discusso in maniera approfondita poiché presenta uno scarso significato dal punto di vista biologico (Johnson et al., 2005).

	Popolazioni	Media	Mediana	Minimo	Massimo	Deviazione Standard
k (anni^{-1})	62	0.22	0.20	0.07	0.42	0.09
L_∞ (cm)	62	45.48	44.07	24.79	91.83	11.56
t_0 (anni)	62	-0.28	-0.24	0.95	0.39	0.27
Φ'	62	2.60	2.60	2.21	2.91	0.12

Tabella 6.1.4 – Statistica descrittiva dei parametri dell'accrescimento teorico in lunghezza e di Φ' nel campione complessivo del barbo tiberino.

In accordo con la longevità della specie (Kottelat e Freyhof, 2007), per ciascuna popolazione analizzata, mediante i rispettivi parametri dell'equazione di von Bertalanffy, sono state ricalcolate le lunghezze raggiunte alle età comprese nell'intervallo 1 – 9 anni. La tabella 6.1.5 riporta il 25° percentile, il 75° percentile e la mediana della lunghezza alle diverse età che sono stati utilizzati per la costruzione delle curve di riferimento per l'accrescimento teorico in

lunghezza del barbo tiberino (Figura 6.1.3). Nella tabella 6.1.6 sono riportate le equazioni relative alle tre curve di riferimento. Delle 62 popolazioni analizzate 26 (42% del totale) presentano valori di Φ' uguali o al di sopra del 75° percentile (2.64) e, pertanto, il loro accrescimento può essere considerato buono; per 16 popolazioni (26% del totale) l'accrescimento risulta scarso in quanto i valori di Φ' risultano uguali o al di sotto della soglia del 25° percentile (2.52), mentre le popolazioni con un accrescimento nella norma, per le quali il Φ' è compreso nell'intervallo 2.52 – 2.64, sono pari a 20 (32% del totale) (Figura 6.1.4).

Lunghezza totale (LT) (cm)								
Età (anni)	Popolazioni	Media	Mediana	Minimo	Massimo	25° Percentile	75° Percentile	Deviazione Standard
1	62	10.04	9.93	5.88	13.62	8.70	11.44	1.72
2	62	16.29	15.97	12.20	21.45	14.39	18.20	2.40
3	62	21.27	20.96	15.13	27.20	19.36	23.35	2.89
4	62	25.27	25.37	17.37	33.34	23.14	27.04	3.21
5	62	28.52	28.90	19.09	38.99	26.20	30.96	3.50
6	62	31.16	31.01	20.42	43.85	28.43	33.71	3.82
7	62	33.34	33.30	21.43	48.04	30.88	36.05	4.19
8	62	35.13	35.58	22.21	51.64	32.15	38.57	4.62
9	62	36.63	36.85	22.81	54.74	33.45	39.94	5.07

Tabella 6.1.5 – Statistica descrittiva delle lunghezze calcolate alle diverse età nel campione complessivo del barbo tiberino.

	Equazione	Φ'
25° Percentile	$L_t = 38.49 \{1 - e^{[-0.22(t + 0.12)]}\}$ ($R^2 = 0.9998$)	2.52
Mediana	$L_t = 43.23 \{1 - e^{[-0.21(t + 0.24)]}\}$ ($R^2 = 0.9997$)	2.59
75° Percentile	$L_t = 47.40 \{1 - e^{[-0.19(t + 0.42)]}\}$ ($R^2 = 0.9996$)	2.64

Tabella 6.1.6 – Equazioni di riferimento per l'accrescimento teorico in lunghezza del barbo tiberino

6.1 Accrescimento teorico in lunghezza

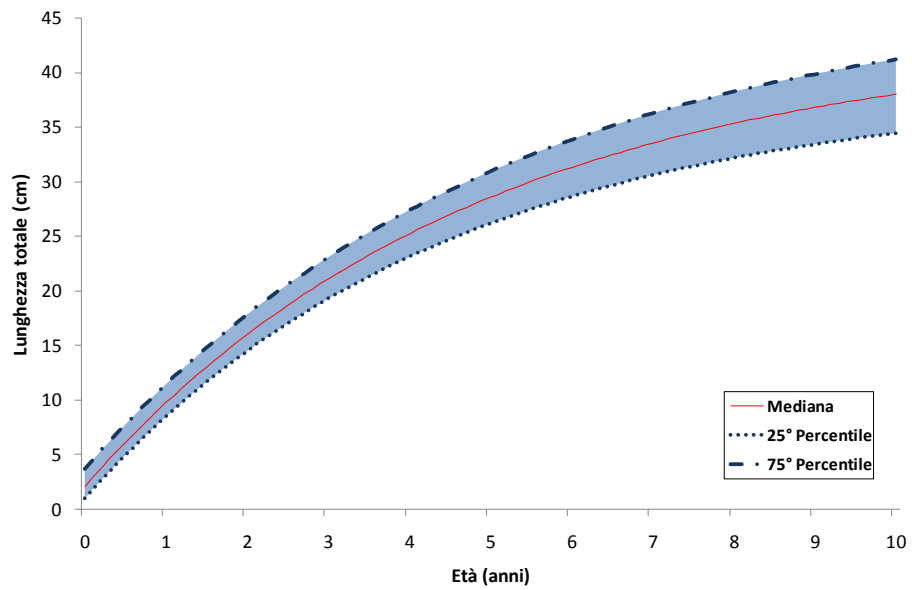


Figura 6.1.3 – Curve di riferimento per l'accrescimento teorico in lunghezza del barbo tiberino (l'area compresa tra il 25° ed il 75° percentile indica lo standard tipico della specie).

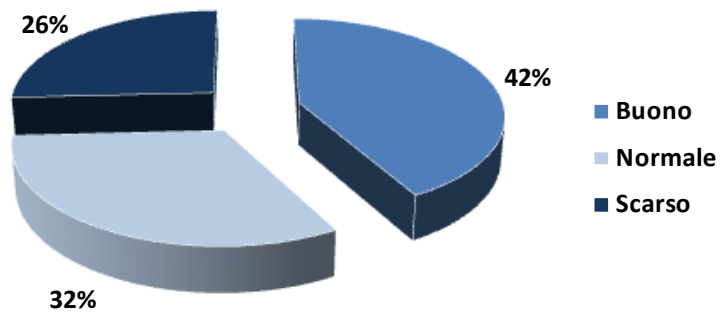


Figura 6.1.4 – Percentuale del numero di popolazioni di barbo tiberino presenti in ciascuna categoria di qualità calcolata mediante i valori di riferimento del parametro Φ' .

6.1.3 – CAVEDANO *Leuciscus cephalus* (Linnaeus, 1758)

Il campione utilizzato per l’analisi della relazione esistente tra la lunghezza e l’età del cavedano è costituito da 109 popolazioni per un numero complessivo di 25906 esemplari (Appendice 3). Dall’analisi dei parametri dell’equazione di von Bertalanffy di ciascuna popolazione risulta che per 5 di queste l’esemplare più grande presenta una lunghezza totale inferiore al 50% della rispettiva L_{∞} . Pertanto, tali popolazioni sono state escluse dalle successive analisi; il campione utilizzato per sviluppare il modello di riferimento per l’accrescimento teorico in lunghezza del cavedano risulta, quindi, composto da 104 popolazioni e 25399 esemplari. In tale campione la varianza giustificata (r^2) dalle singole equazioni di von Bertalanffy risulta sempre molto elevata, con un intervallo di variazione che oscilla tra il 92.0% ed il 99.9% e ciò testimonia la validità del modello utilizzato. Per quanto riguarda i parametri delle diverse curve, la lunghezza asintotica (L_{∞}) presenta un valore medio pari a 53.13 cm, con un intervallo di variazione che va da un minimo di 32.08 cm ad un massimo di 83.81 cm; il valore medio di questo parametro è stato in seguito utilizzato anche per determinare le soglie delle categorie di lunghezza utili al calcolo del PSD. Il tasso di accrescimento k varia da 0.07 a 0.34 anni⁻¹ (media = 0.17), mentre l’indice di performance Φ' , che lega insieme i due parametri L_{∞} e k , presenta un valore medio pari a 2.63 (min. = 2.41; max. = 2.79) (Tabella 6.1.7). Il parametro t_0 , non avendo un elevato significato biologico, non è stato discusso in maniera approfondita.

	Popolazioni	Media	Mediana	Minimo	Massimo	Deviazione Standard
k (anni ⁻¹)	104	0.17	0.15	0.07	0.34	0.06
L_{∞} (cm)	104	53.13	53.74	32.08	83.81	9.87
t_0 (anni)	104	-0.33	-0.34	-0.93	0.28	0.24
Φ'	104	2.63	2.63	2.41	2.79	0.07

Tabella 6.1.7 – Statistica descrittiva dei parametri dell’accrescimento teorico in lunghezza e di Φ' nel campione complessivo del cavedano.

Per ognuna delle 104 popolazioni esaminate, mediante le rispettive equazioni di von Bertalanffy, sono state calcolate le lunghezze relative alle età comprese tra 1 e 11 anni, in accordo con la longevità della specie (Gandolfi et al., 1991). Nella tabella 6.1.8, per ciascuna età, sono riportati i valori delle lunghezze corrispondenti al 25° e 75° percentile ed alla mediana che sono stati utilizzati per la costruzione delle curve di riferimento

6.1 Accrescimento teorico in lunghezza

dell'accrescimento teorico in lunghezza del cavedano (Tabella 6.1.9) (Figura 6.1.5). Sulla base degli standard di riferimento così calcolati, il 35% delle 104 popolazioni analizzate presenta valori di Φ uguali o superiori a 2.66 e per tali popolazioni, quindi, l'accrescimento può essere giudicato buono; in 28 popolazioni, pari al 27% del totale, l'accrescimento risulta, invece, scarso in quanto i valori di Φ sono inferiori alla soglia del 25° percentile, cioè 2.58. Per le restanti 40 popolazioni (38% del totale), che presentano valori di Φ compresi tra queste due soglie (2.58 – 2.66), l'accrescimento può essere giudicato normale (Figura 6.1.6).

Età (anni)	Lunghezza totale (LT) (cm)							
	Popolazioni	Media	Mediana	Minimo	Massimo	25° Percentile	75° Percentile	Deviazione Standard
1	104	9.76	9.54	6.45	17.71	8.89	10.46	1.42
2	104	15.93	15.76	13.16	28.61	14.76	16.90	1.87
3	104	21.14	20.87	17.02	37.19	19.63	22.44	2.30
4	104	25.56	25.34	20.40	43.94	23.85	26.97	2.65
5	104	29.31	29.18	23.36	49.24	27.47	30.64	2.94
6	104	32.51	32.53	25.92	53.42	30.56	34.01	3.21
7	104	35.24	35.39	27.70	56.70	33.24	36.93	3.50
8	104	37.59	37.77	29.15	59.29	35.56	39.27	3.80
9	104	39.60	40.09	30.33	61.32	37.57	41.56	4.13
10	104	41.33	41.72	30.97	62.92	39.23	43.56	4.46
11	104	42.83	43.33	31.29	64.17	40.56	45.41	4.80

Tabella 6.1.8 – Statistica descrittiva delle lunghezze calcolate alle diverse età nel campione complessivo del cavedano.

	Equazione	Φ
25° Percentile	$L_t = 48.65 \{1 - e^{[-0.16(t + 0.23)]}\}$ ($R^2 = 0.9999$)	2.58
Mediana	$L_t = 53.01 \{1 - e^{[-0.15(t + 0.33)]}\}$ ($R^2 = 1.0000$)	2.63
75° Percentile	$L_t = 55.04 \{1 - e^{[-0.15(t + 0.44)]}\}$ ($R^2 = 0.9998$)	2.66

Tabella 6.1.9 – Equazioni di riferimento per l'accrescimento teorico in lunghezza del cavedano.

6.1 Accrescimento teorico in lunghezza

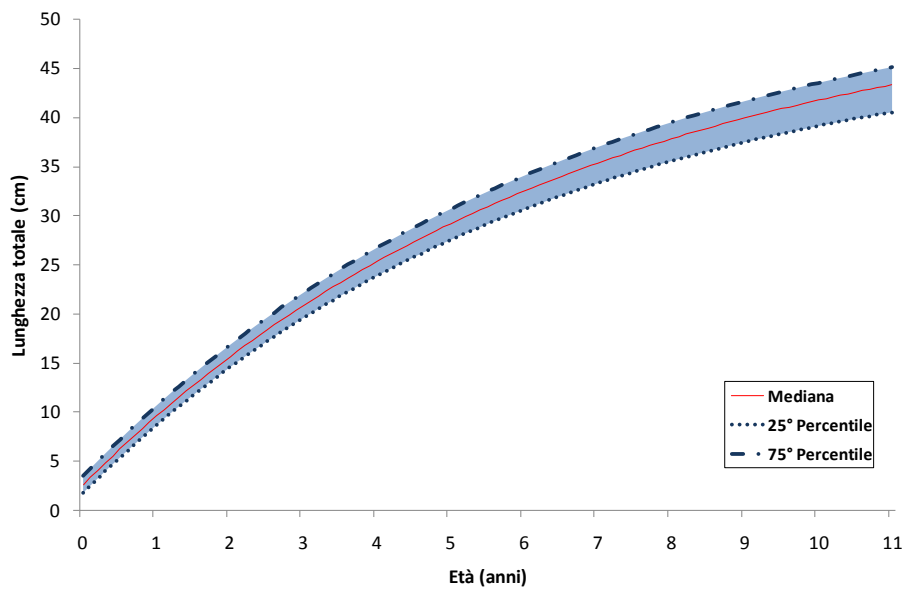


Figura 6.1.5 – Curve di riferimento per l'accrescimento teorico in lunghezza del cavedano (l'area compresa tra il 25° ed il 75° percentile indica lo standard tipico della specie).

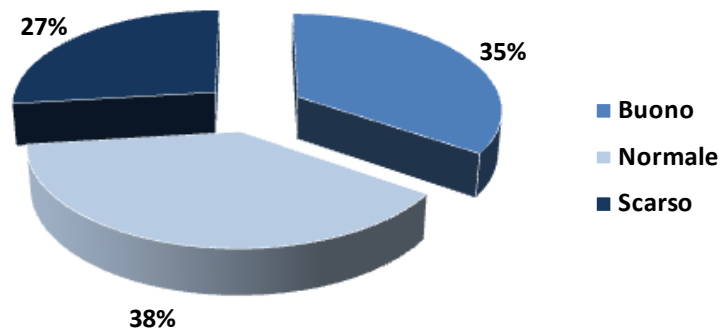


Figura 6.1.6 – Percentuale del numero di popolazioni di cavedano presenti in ciascuna categoria di qualità calcolata mediante i valori di riferimento del parametro Φ' .

6.1.4 – ROVELLA *Rutilus rubilio* (Bonaparte, 1837)

Le popolazioni utilizzate per lo studio dell'accrescimento teorico in lunghezza della rovello sono pari a 84, con un numero complessivo di esemplari analizzati uguale a 23207. L'analisi dei parametri dell'equazione di von Bertalanffy, calcolata per ciascuna delle popolazioni considerate (Appendice 4), ha evidenziato come per 5 di esse la lunghezza massima degli esemplari risulti inferiore al 50% della corrispondente lunghezza asintotica (L_{∞}); per tale motivo queste popolazioni sono state escluse dalle successive analisi. A seguito di questa fase di validazione dei dati, il campione risulta costituito da 21512 esemplari provenienti da 79 popolazioni. Come si evince dall'analisi di statistica descrittiva dei parametri che descrivono l'accrescimento, la lunghezza asintotica varia da 13.72 cm a 38.79 cm, con un valore medio pari a 22.66 cm; questo valore è stato utilizzato in seguito per definire le lunghezze minime delle classi di taglia utili al calcolo del PSD. Il parametro k varia da 0.08 a 0.72 anni^{-1} , con una media uguale a 0.25 anni^{-1} ; la validità del modello utilizzato è testimoniata dagli elevati valori di r^2 , che oscillano tra il 94.7% ed il 100%. Per quanto riguarda Φ' , che mette in relazione L_{∞} e k , presenta un valore medio pari a 2.06, mentre l'intervallo di variazione risulta compreso tra 1.82 e 2.23 (Tabella 6.1.10).

	Popolazioni	Media	Mediana	Minimo	Massimo	Deviazione Standard
k (anni^{-1})	79	0.25	0.23	0.08	0.72	0.11
L_{∞} (cm)	79	22.66	22.45	13.72	38.79	5.26
t_0 (anni)	79	-0.57	-0.52	-1.52	0.08	0.32
Φ'	79	2.06	2.07	1.82	2.23	0.09

Tabella 6.1.10 – Statistica descrittiva dei parametri dell'accrescimento teorico in lunghezza e di Φ' nel campione complessivo della rovello.

In accordo con la longevità della specie (Kottelat e Freyhof, 2007), le singole equazioni di von Bertalanffy sono state utilizzate per calcolare, in ciascuna popolazione, le lunghezze relative alle età comprese nell'intervallo 1 - 6 anni. I valori del 25°, 50° (mediana) e 75° percentile della lunghezza raggiunta alle età considerate (tabella 6.1.11) sono stati utilizzati come soglie per la costruzione delle curve di riferimento necessarie per caratterizzare l'accrescimento teorico in lunghezza della rovello (Figura 6.1.7): le relative equazioni sono riportate nella tabella 6.1.12. L'analisi del parametro Φ' evidenzia come il 42% delle 79 popolazioni studiate presenta valori al di sopra della soglia di riferimento che definisce un

accrescimento buono (2.09), per il 22% (17 popolazioni su 79) l'accrescimento risulta scarso ($\Phi \leq 1.99$), mentre per le restanti 29 (37% del totale) i valori di Φ risultano compresi nell'intervallo 1.99 – 2.09 e, pertanto, rientrano nella norma (Figura 6.1.8).

Età (anni)	Lunghezza totale (LT) (cm)							
	Popolazioni	Media	Mediana	Minimo	Massimo	25° Percentile	75° Percentile	Deviazione Standard
1	79	6.67	6.62	4.54	8.52	6.08	7.28	0.90
2	79	9.83	9.77	7.95	12.38	8.90	10.67	1.04
3	79	12.29	12.26	9.89	15.36	11.22	13.31	1.21
4	79	14.22	14.07	11.46	17.64	13.27	15.25	1.42
5	79	15.76	15.81	12.48	19.40	14.66	16.93	1.67
6	79	16.99	17.20	12.94	20.93	15.95	18.23	1.94
7	79	17.97	18.04	13.23	22.72	16.69	19.32	2.22

Tabella 6.1.11 – Statistica descrittiva delle lunghezze calcolate alle diverse età nel campione complessivo della rovello.

	Equazione	Φ
25° Percentile	$L_t = 19.82 \{1 - e^{[-0.25(t + 0.39)]}\}$ ($R^2 = 0.9994$)	1.99
Mediana	$L_t = 22.08 \{1 - e^{[-0.23(t + 0.55)]}\}$ ($R^2 = 0.9997$)	2.05
75° Percentile	$L_t = 23.45 \{1 - e^{[-0.23(t + 0.68)]}\}$ ($R^2 = 0.9999$)	2.09

Tabella 6.1.12 – Equazioni di riferimento per l'accrescimento teorico in lunghezza della rovello.

6.1 Accrescimento teorico in lunghezza

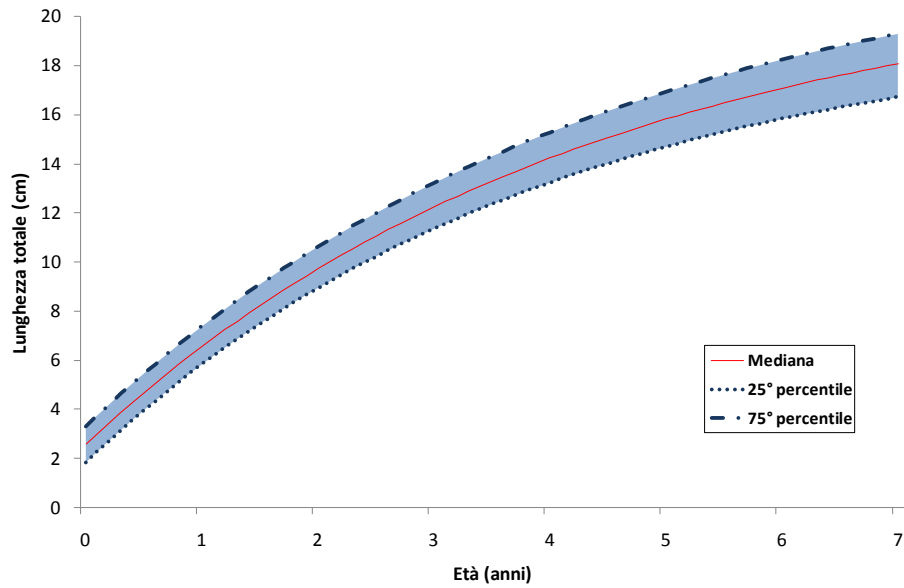


Figura 6.1.7 – Curve di riferimento per l'accrescimento teorico in lunghezza della rovello (l'area compresa tra il 25° ed il 75° percentile indica lo standard tipico della specie).

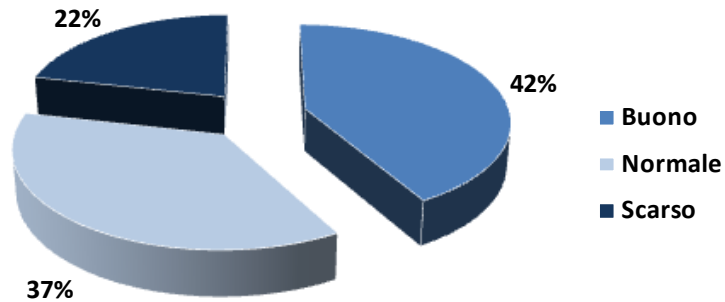


Figura 6.1.8 – Percentuale del numero di popolazioni di rovello presenti in ciascuna categoria di qualità calcolata mediante i valori di riferimento del parametro Φ' .

6.1.5 – VAIRONE *Telestes muticellus* (Bonaparte, 1837)

L'accrescimento teorico in lunghezza del vairone è stato analizzato su un campione costituito da 9571 esemplari provenienti da 46 popolazioni, per ognuna delle quali sono stati determinati i parametri dell'equazione di von Bertalanffy (Appendice 5). Per 6 di esse la lunghezza totale dell'esemplare più grande è risultata inferiore al 50% della rispettiva lunghezza asintotica e, pertanto, tali popolazioni sono state escluse dalle successive analisi. Il campione utilizzato per sviluppare il modello di riferimento per l'accrescimento in lunghezza risulta, quindi, costituito da 40 popolazioni per un numero complessivo di esemplari pari a 8344. La validità del modello utilizzato per determinare tali parametri è testimoniato dai valori elevati di r^2 che oscillano tra il 92.3% ed il 99.9. La lunghezza asintotica (L_∞) varia da un minimo di 15.10 cm ad un massimo di 26.57 cm, con una media pari a 20.41 cm; questo valore è stato utilizzato successivamente anche per determinare le soglie delle diverse categorie di taglia utili al calcolo del PSD. Il tasso di accrescimento (k) oscilla in un intervallo compreso tra 0.16 e 0.62 anni^{-1} (media = 0.30 anni^{-1}), mentre l'indice di performance dell'accrescimento (Φ') presenta un valore medio pari a 2.06, con un minimo di 1.88 ed un massimo di 2.20 (tabella 6.1.13).

	Popolazioni	Media	Mediana	Minimo	Massimo	Deviazione Standard
k (anni^{-1})	40	0.30	0.26	0.16	0.62	0.12
L_∞ (cm)	40	20.41	19.78	15.10	26.57	3.21
t_0 (anni)	40	-0.39	-0.36	-1.11	0.09	0.29
Φ'	40	2.06	2.07	1.88	2.20	0.06

Tabella 6.1.13 – Statistica descrittiva dei parametri dell'accrescimento teorico in lunghezza e di Φ' nel campione complessivo del vairone.

La tabella 6.1.14 illustra la statistica descrittiva delle lunghezze raggiunte nelle età comprese tra 1 e 6 anni, calcolate applicando i parametri dell'equazione di von Bertalanffy di ciascuna popolazione. L'età massima di 6 anni è stata scelta sulla base della longevità della specie riportata in letteratura (Zerunian, 2004) ed in accordo con quella degli esemplari più grandi presenti nel campione complessivo.

I valori del 25°, 50° e 75° percentile riportati in tale tabella sono stati utilizzati per costruire le curve di riferimento che descrivono l'accrescimento teorico in lunghezza del vairone nel bacino del fiume Tevere (Figura 6.1.9), delle quali la tabella 6.1.15 mostra le rispettive equazioni. L'analisi dell'indice di performance dell'accrescimento (Φ') evidenzia

come il 52% delle 40 popolazioni analizzate presenti valori di tale parametro superiori alla soglia che descrive un accrescimento buono ($\Phi' = 2.07$), mentre in 9 popolazioni (23% del totale) i valori di Φ' risultano inferiori o uguali a 2.02 e, pertanto, il loro accrescimento può essere giudicato scarso; le popolazioni che presentano un accrescimento giudicato nella norma ($2.02 \leq \Phi' \leq 2.07$) sono 10 e rappresentano il 25% del totale (Figura 6.1.10).

Età (anni)	Lunghezza totale (LT) (cm)							
	Popolazioni	Media	Mediana	Minimo	Massimo	25° Percentile	75° Percentile	Deviazione Standard
1	40	6.43	6.47	4.20	8.57	5.91	6.98	0.91
2	40	9.75	9.75	7.69	11.56	9.19	10.40	0.87
3	40	12.21	12.21	10.30	13.57	11.61	12.83	0.80
4	40	14.06	14.12	12.10	15.65	13.40	14.57	0.81
5	40	15.45	15.26	13.55	17.48	14.78	16.09	0.94
6	40	16.52	16.43	14.77	19.05	15.65	17.21	1.17

Tabella 6.1.14 – Statistica descrittiva delle lunghezze calcolate alle diverse età nel campione complessivo del vairone.

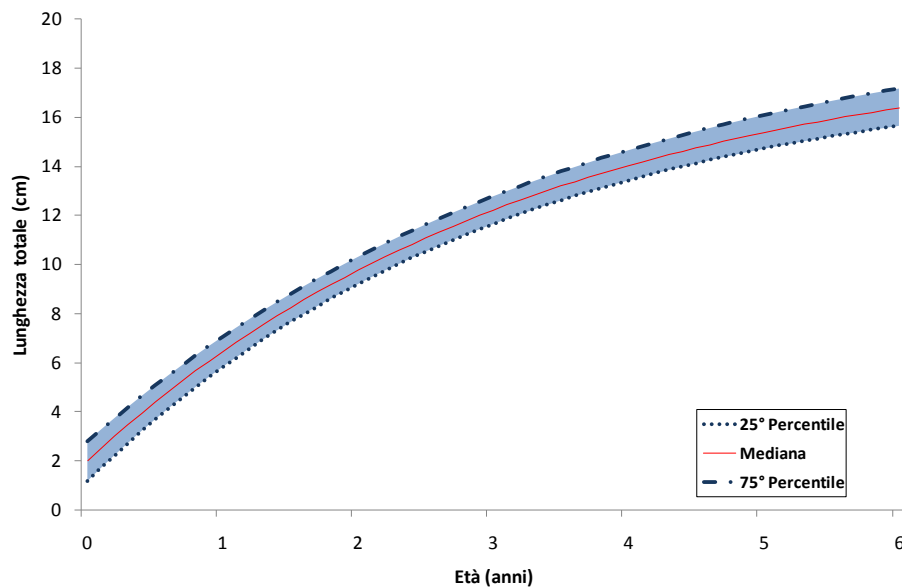


Figura 6.1.9 – Curve di riferimento per l'accrescimento teorico in lunghezza del vairone (l'area compresa tra il 25° ed il 75° percentile indica lo standard tipico della specie).

	Equazione	Φ'
25° Percentile	$L_t = 18.13 \left\{ 1 - e^{-0.32(t + 0.21)} \right\}$ ($R^2 = 0.9999$)	2.02
Mediana	$L_t = 19.23 \left\{ 1 - e^{-0.30(t + 0.36)} \right\}$ ($R^2 = 0.9998$)	2.04
75° Percentile	$L_t = 20.63 \left\{ 1 - e^{-0.27(t + 0.53)} \right\}$ ($R^2 = 0.9998$)	2.07

Tabella 6.1.15 – Equazioni di riferimento per l'accrescimento teorico in lunghezza del vairone.

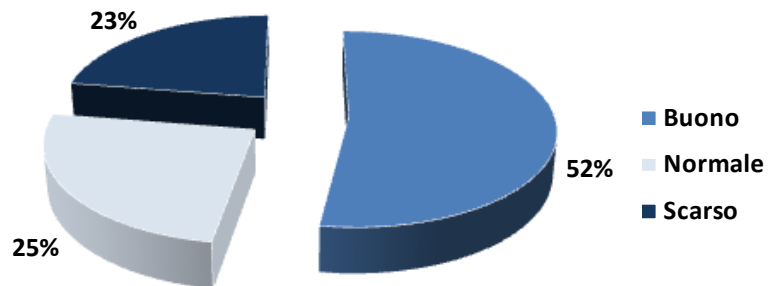


Figura 6.1.10 – Percentuale del numero di popolazioni di vairone presenti in ciascuna categoria di qualità calcolata mediante i valori di riferimento del parametro Φ' .

CAPITOLO 6. RISULTATI

6.2. REGRESSIONE LUNGHEZZA - PESO

6.2.1 - TROTA FARIO *Salmo (trutta) trutta* Linnaeus, 1758

Il campione utilizzato per l'analisi della relazione esistente tra la lunghezza ed il peso della trota fario risulta costituito da 23841 esemplari provenienti da 158 popolazioni. Per ognuna di esse è stata calcolata la RLP secondo la funzione potenza (Appendice 6). La figura 6.2.1 mostra la distribuzione di frequenza del coefficiente di regressione b per le 158 popolazioni analizzate. Il valore medio di tale parametro risulta uguale a 3.06 e varia tra 2.40 e 3.49 (Tabella 6.2.1); il 90% dei valori risultano compresi tra 2.76 e 3.38 e questo conferma il suggerimento di Carlander (1969) secondo il quale l'esponente b dovrebbe cadere all'interno dell'intervallo 2.5 – 3.5. I limiti di confidenza al 95% (3.03 – 3.08) non includono il valore 3 e, pertanto, nelle popolazioni di trote esaminate, durante l'accrescimento, c'è una leggera tendenza a penalizzare la lunghezza sulle altre dimensioni dello spazio; la tendenza all'allometria positiva è confermata anche dal fatto che il valore medio di b (3.06) risulta significativamente maggiore di 3 (t – test: $p = 0.000$), valore che indica una crescita di tipo isometrico. La normalità della distribuzione delle frequenze del parametro b è stata valutata mediante il test W di Shapiro – Wilk; secondo tale test l'ipotesi di normalità della distribuzione deve essere rigettata ($W = 0.960$; $p = 0.000$).

Per quanto riguarda il parametro a , nel campione complessivo presenta una media pari a 0.010 ed oscilla tra 0.003 e 0.060 (Tabella 6.2.1); il 90% dei valori sono compresi nell'intervallo 0.004 – 0.019 e la loro distribuzione risulta spostata verso sinistra (Figura 6.2.1): rispetto ad una distribuzione normale, ci sono più popolazioni con valori elevati di a . Secondo il test W di Shapiro – Wilk, l'ipotesi di una distribuzione normale dei valori di tale parametro deve essere rigettata ($W = 0.661$; $p = 0.000$).

Froese (2000) evidenzia come, se per una data specie sono disponibili molte RLP, la forte interrelazione tra i due parametri a e b di queste equazioni può essere dimostrata mediante una regressione lineare tra i valori del $\log_{10}a$ in funzione di b ; tale analisi aiuta anche ad individuare eventuali RLP discutibili che nel grafico non si allineano sulla retta di regressione (*outlier*).

	Popolazioni	Media	Mediana	Minimo	Massimo	Deviazione Standard
a	158	0.010	0.009	0.003	0.060	0.006
b	158	3.058	3.065	2.403	3.489	0.165

Tabella 6.2.1 – Statistica descrittiva dei parametri della relazione lunghezza – peso nel campione complessivo della trota fario.

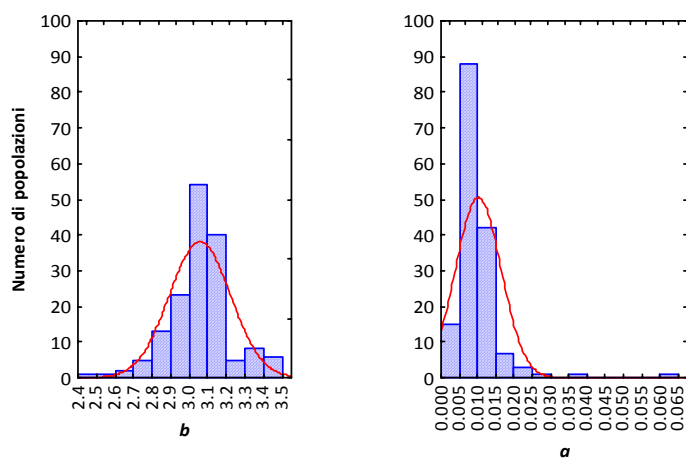


Figura 6.2.1 – Distribuzione di frequenza dei parametri a e b della relazione lunghezza – peso nel campione complessivo della trota fario.

Nella figura 6.2.2 è riportata la regressione tra i valori del $\log_{10}a$ in funzione di b delle singole popolazioni di trota fario analizzate: la relazione esistente tra i due parametri risulta pari a $\log_{10}a = -1.195 b + 1.612$ ($r^2 = 0.967$; $r = -0.983$; $p = 0.000$). Allo scopo di evidenziare come si collocano le RLP delle popolazioni analizzate rispetto a quelle di altre specie ittiche, nello stesso grafico sono stati inseriti i parametri a e b di 3146 popolazioni appartenenti a 1207 specie ittiche diverse. Tali dati sono contenuti in FISHBASE, un database che raccoglie informazioni relative a vari aspetti della biologia delle specie ittiche a livello mondiale (Froese e Pauly, 2010).

Dal grafico risulta evidente l'assenza di *outlier*, in quanto tutte le popolazioni di trota fario considerate in questo studio si collocano lungo la retta di regressione. Una popolazione, invece, presenta un valore di b pari a 2.43 e, quindi, al di fuori dell'intervallo ottimale 2.5 – 3.5; tale popolazione è stata esclusa dalle successive analisi. Il campione utilizzato per sviluppare il modello di riferimento per la relazione lunghezza – peso della trota fario risulta, pertanto, costituito da 157 popolazioni, con un numero complessivo di esemplari pari a 23817. In tale set di dati i valori del parametro a variano da un minimo di 0.003 ad un massimo di 0.039 con una media pari a 0.010, mentre i valori di b sono compresi nell'intervallo 2.54 - 3.49, con una media di 3.06. I valori della varianza spiegata (r^2) dalle singole RLP risultano sempre molto elevati, variando da un minimo di 89.4% ad un massimo di 99.6%, e ciò testimonia la validità del modello di accrescimento adottato.

6.2 Regressione Lunghezza – Peso

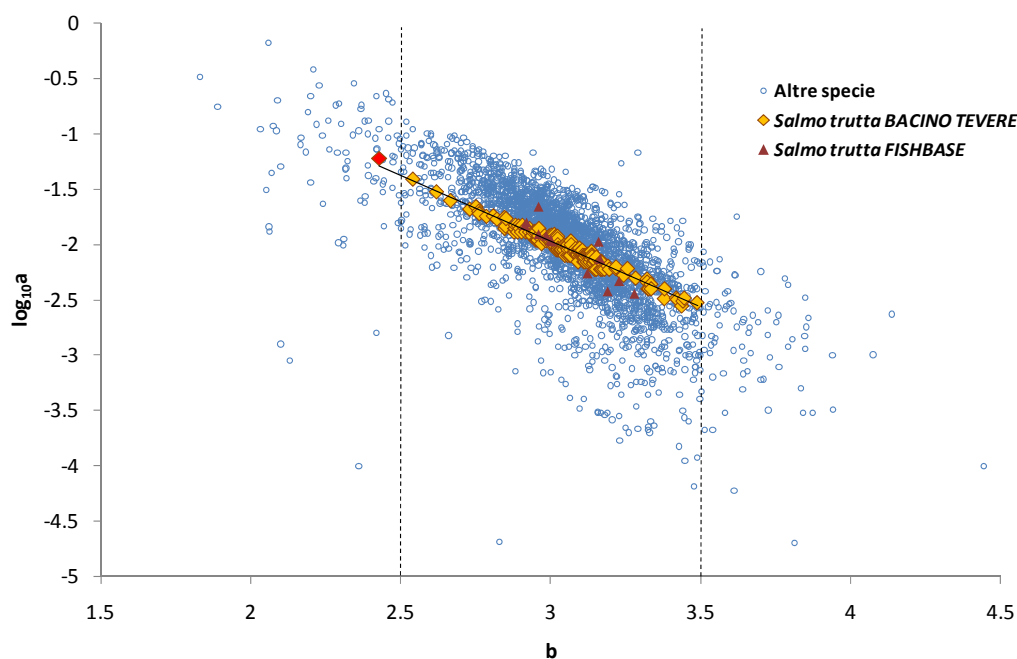


Figura 6.2.2 – Regressione lineare del $\log_{10}a$ in funzione di b nel campione complessivo della trota fario (in rosso sono rappresentate le popolazioni outlier o con valori di b al di fuori dell’intervallo 2.5 – 3.5).

Per ciascuna popolazione, i corrispondenti parametri della RLP sono stati utilizzati per calcolare il peso degli esemplari in un range di lunghezze compreso tra 1 e 60 cm ad intervalli di 1 cm, in accordo con le dimensioni massime della specie rilevate nell’area indagata. Sul set di dati così ottenuto è stata effettuata un’analisi di statistica descrittiva del peso per ciascun intervallo di lunghezza e la tabella 6.2.2 ne riporta i risultati. Il valori corrispondenti al 25° percentile, al 75° percentile e alla mediana sono stati utilizzati come soglie per costruire le curve di riferimento della relazione lunghezza – peso tipica della trota fario nel bacino del fiume Tevere (Figura 6.2.3), le cui equazioni sono riportate nella tabella 6.2.3.

LT (cm)	Popolazioni	Peso (P) (g)						
		Media	Mediana	Minimo	Massimo	25° Percentile	75° Percentile	Deviazione Standard
1	157	0.010	0.009	0.003	0.039	0.007	0.012	0.005
2	157	0.079	0.074	0.030	0.227	0.064	0.092	0.028
3	157	0.269	0.255	0.122	0.635	0.229	0.310	0.074
4	157	0.643	0.623	0.329	1.319	0.562	0.723	0.147
5	157	1.265	1.237	0.708	2.325	1.138	1.397	0.247
6	157	2.201	2.176	1.325	3.695	2.013	2.413	0.371

Tabella 6.2.2 – Statistica descrittiva dei pesi calcolati ad intervalli di lunghezza di 1 cm nel campione utilizzato per sviluppare il modello di riferimento della relazione lunghezza – peso per la trota fario (continua).

LT (cm)	Peso (P) (g)							Deviazione Standard
	Popolazioni	Media	Mediana	Minimo	Massimo	25° Percentile	75° Percentile	
7	157	3.517	3.477	2.251	5.465	3.235	3.825	0.518
8	157	5.282	5.234	3.562	7.672	4.904	5.752	0.689
9	157	7.562	7.505	5.340	10.348	7.039	8.188	0.882
10	157	10.428	10.404	7.671	13.523	9.688	11.148	1.103
11	157	13.950	13.859	10.645	17.227	13.018	14.938	1.358
12	157	18.197	18.079	14.357	22.103	17.039	19.294	1.657
13	157	23.241	23.118	18.904	28.227	21.699	24.607	2.018
14	157	29.154	29.130	24.331	35.432	27.257	30.780	2.460
15	157	36.008	36.083	30.233	43.784	33.777	38.073	3.006
16	157	43.876	43.855	37.003	53.371	40.847	46.614	3.680
17	157	52.831	52.639	44.588	64.279	49.104	55.948	4.507
18	157	62.947	62.536	52.467	76.599	58.288	66.784	5.513
19	157	74.298	74.036	61.198	90.418	68.634	79.140	6.723
20	157	86.959	86.962	70.821	105.826	79.967	93.189	8.161
21	157	101.006	100.905	81.374	123.462	92.671	109.394	9.854
22	157	116.512	116.192	92.898	144.867	107.081	126.206	11.827
23	157	133.556	133.116	105.431	169.171	122.146	145.024	14.105
24	157	152.213	151.813	119.012	196.253	138.613	165.168	16.716
25	157	172.559	172.466	133.306	226.294	156.889	187.308	19.685
26	157	194.672	194.090	147.999	259.481	176.636	212.119	23.040
27	157	218.629	217.381	163.665	296.001	198.153	238.281	26.810
28	157	244.509	243.389	180.328	336.047	221.269	266.323	31.023
29	157	272.388	269.848	198.013	379.817	246.126	297.556	35.709
30	157	302.347	299.218	216.743	427.509	272.593	330.487	40.897
31	157	334.463	331.651	236.543	479.326	301.324	364.966	46.618
32	157	368.816	366.521	257.436	535.476	331.793	404.281	52.903
33	157	405.485	402.117	279.446	596.167	364.262	446.716	59.784
34	157	444.550	440.322	302.596	661.613	398.588	491.400	67.294
35	157	486.091	481.419	325.835	732.030	435.258	539.719	75.465
36	157	530.188	524.370	350.004	807.637	473.218	590.408	84.330
37	157	576.923	571.092	375.230	888.656	511.717	643.178	93.924
38	157	626.375	620.841	401.527	975.313	554.813	699.067	104.280
39	157	678.626	673.461	428.913	1067.837	600.275	758.170	115.435
40	157	733.758	729.038	457.401	1166.457	648.169	820.581	127.423
41	157	791.851	787.657	487.007	1271.409	698.559	886.397	140.281
42	157	852.990	849.405	517.747	1382.930	751.509	955.713	154.045
43	157	917.254	914.368	549.635	1501.260	807.084	1028.625	168.752
44	157	984.728	982.634	582.686	1626.642	865.348	1105.231	184.439

Tabella 6.2.2 – Statistica descrittiva dei pesi calcolati ad intervalli di lunghezza di 1 cm nel campione utilizzato per sviluppare il modello di riferimento della relazione lunghezza – peso per la trota fario (continua).

LT (cm)	Peso (P) (g)							
	Popolazioni	Media	Mediana	Minimo	Massimo	25° Percentile	75° Percentile	Deviazione Standard
45	157	1055.493	1054.289	616.914	1759.321	926.574	1184.975	201.145
46	157	1129.633	1129.420	652.333	1899.545	990.203	1266.134	218.908
47	157	1207.232	1208.116	688.959	2047.566	1056.923	1350.879	237.767
48	157	1288.371	1290.058	726.804	2203.637	1126.590	1439.332	257.761
49	157	1373.136	1374.276	765.883	2368.015	1199.270	1531.572	278.930
50	157	1461.609	1462.122	806.210	2540.958	1274.057	1627.679	301.314
51	157	1553.876	1553.675	847.799	2722.729	1351.644	1727.734	324.955
52	157	1650.021	1649.016	890.662	2913.591	1432.310	1831.816	349.892
53	157	1750.128	1748.222	934.814	3113.811	1516.115	1944.118	376.167
54	157	1854.282	1851.374	980.268	3323.658	1603.118	2061.577	403.823
55	157	1962.569	1958.551	1027.036	3543.404	1693.380	2184.243	432.902
56	157	2075.072	2072.101	1075.133	3773.324	1786.959	2311.798	463.447
57	157	2191.879	2186.665	1124.571	4013.694	1883.915	2444.346	495.501
58	157	2313.074	2306.363	1175.362	4264.792	1984.346	2581.989	529.107
59	157	2438.744	2434.667	1227.520	4526.901	2092.052	2721.102	564.309
60	157	2568.975	2563.664	1281.058	4800.304	2200.437	2865.142	601.152

Tabella 6.2.2 – Statistica descrittiva dei pesi calcolati ad intervalli di lunghezza di 1 cm nel campione utilizzato per sviluppare il modello di riferimento della relazione lunghezza – peso per la trota fario.

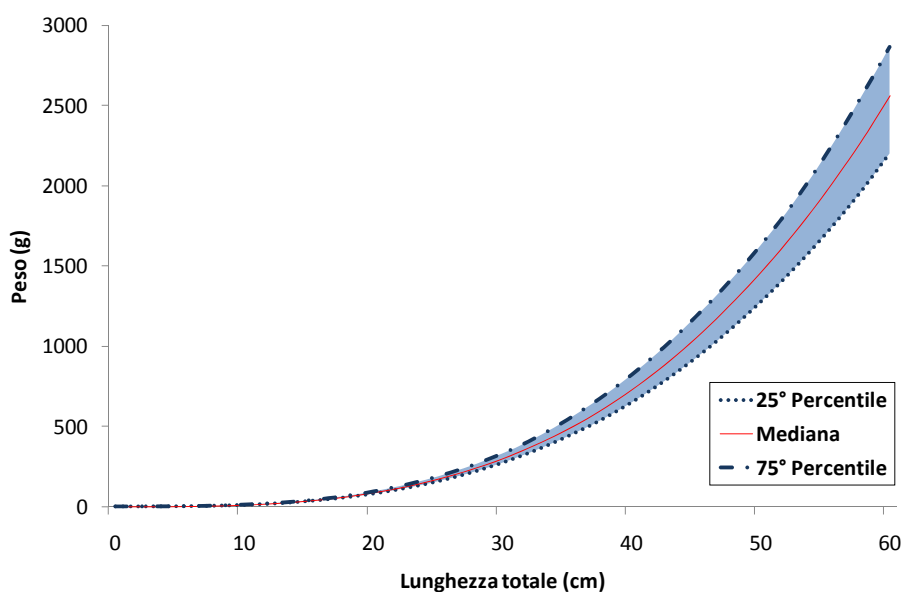


Figura 6.2.3 – Curve di riferimento della relazione lunghezza – peso per la trota fario (l'area compresa tra il 25° ed il 75° percentile indica lo standard tipico della specie).

	Equazioni	Fattore forma ($a_{3,0}$)
25° Percentile	$P = 0.0082 LT^{3.061}$ ($r^2 = 0.9999$)	0.0097
Mediana	$P = 0.0088 LT^{3.071}$ ($r^2 = 1.0000$)	0.0107
75° Percentile	$P = 0.0103 LT^{3.054}$ ($r^2 = 0.9998$)	0.0119

Tabella 6.2.3 – Equazioni di riferimento per la relazione lunghezza - peso della trota fario ed il corrispondente valore del fattore forma.

La retta di regressione del $\log_{10}a$ in funzione di b , relativa alle 157 popolazioni rimanenti dopo la validazione delle RLP utilizzate per sviluppare il modello di riferimento per la relazione lunghezza – peso della trota fario, risulta pari a $\log_{10}a = -1.183b + 1.576$ ($r^2 = 0.964$; $r = -0.982$; $p = 0.000$). La pendenza S di tale retta, che è uguale a -1.183 , è stata usata per stimare, per ogni popolazione, il valore che il coefficiente a avrebbe se l'esponente b fosse pari a 3, cioè nel caso in cui gli esemplari della popolazione crescessero in maniera isometrica. Questo valore ($a_{3,0}$) viene interpretato come un fattore forma che può essere usato per determinare se la forma del corpo di una data popolazione o specie differisce da altre (Froese, 2006). Nelle popolazioni analizzate il valore medio del fattore forma ($a_{3,0}$) risulta pari a 0.0106, con un minimo di 0.0089 ed un massimo di 0.0130.

In Froese (2006) sono riportati i valori del parametro $a_{3,0}$ relativi a 1316 specie ittiche raggruppate in base alla forma del loro corpo (Tabella 5.1). Questi valori sono stati confrontati con quelli delle popolazioni di trota fario nell'area di studio e la figura 6.2.4 ne riporta i risultati. Il grafico evidenzia come la forma del corpo della trota fario (mediana = 0.0107; 5° - 95° percentile = 0.0092 - 0.0123; 95% I.C. = 0.0105 - 0.0108) si collochi in una posizione intermedia tra le specie di forma allungata (mediana = 0.0084; 5° - 95° percentile = 0.0029 - 0.0178; 95% I.C. = 0.0077 - 0.0091) e quelle con corpo fusiforme (mediana = 0.0137; 5° - 95° percentile = 0.0061 - 0.0240; 95% I.C. = 0.0131 - 0.0140).

La pendenza S della retta di regressione del $\log_{10}a$ in funzione di b (-1.183) è stata applicata anche ai parametri delle equazioni riportate nella tabella 6.2.3 che rappresentano le RLP di riferimento per la trota. Per ciascuna RLP è stato determinato il corrispondente fattore forma (Tabella 6.2.3). Tali valori costituiscono le soglie di riferimento che permettono di valutare la forma degli esemplari di una data popolazione di trota: se il valore di $a_{3,0}$ cade

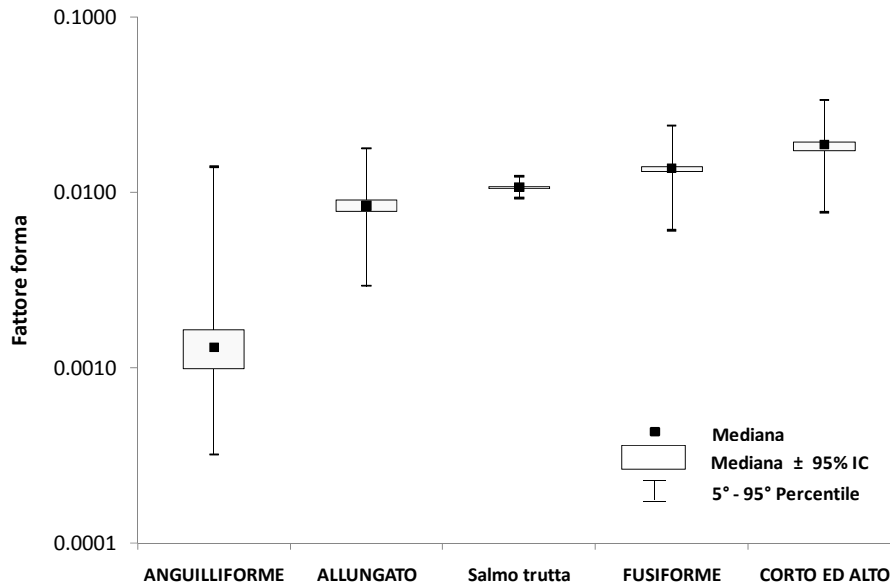


Figura 6.2.4 – Fattore forma della trota fario.

all'interno dell'intervallo 0.0097 – 0.0119 la forma degli individui rientra negli standard della specie; per valori di $a_{3,0}$ inferiori a 0.0097 i pesci presentano una forma più allungata, mentre se è superiore a 0.0119 la loro forma risulta più tozza rispetto alla norma.

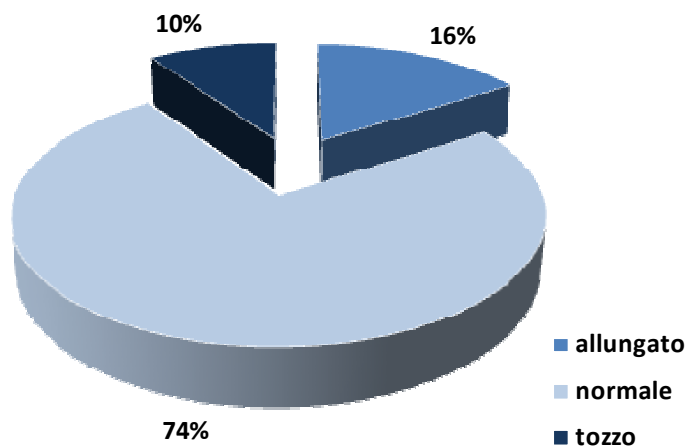


Figura 6.2.5 – Percentuale del numero di popolazioni di trota fario suddivise per forma del corpo in base ai valori di riferimento del parametro $a_{3,0}$.

Gli standard di riferimento del fattore forma così ottenuti sono stati applicati alle 157 popolazioni di trota fario che costituiscono il campione analizzato. Da tale analisi emerge che in 25 casi (16% del totale) il valore di $a_{3,0}$ risulta inferiore alla soglia di riferimento 0.0097 e, pertanto, gli esemplari di queste popolazioni, rispetto alla norma, presentano un corpo più allungato (Figura 6.2.5); in 15 casi (10% del totale) i valori sono superiori alla soglia 0.0119 per cui gli esemplari, rispetto alla norma, hanno un corpo più tozzo. Nella maggior parte delle popolazioni (74% del totale), invece, la forma degli esemplari rientra nelle limiti tipici della specie nell'area indagata.

6.2.2 – BARBO TIBERINO *Barbus tyberinus* Bonaparte, 1839

Per studiare la relazione tra la lunghezza ed il peso del barbo tiberino è stato analizzato un campione proveniente da 105 popolazioni, con un numero complessivo di esemplari pari a 8849.

Per ogni popolazione è stata stimata la corrispondente RLP (Appendice 7) e la figura 6.2.6 riporta la distribuzione delle frequenze dei parametri delle singole regressioni. Per quanto riguarda il coefficiente b , il valore medio risulta pari a 3.00 e varia tra un minimo di 2.56 ed un massimo di 3.36 (Tabella 6.2.4). I limiti di confidenza al 95% (2.98 – 3.03) includono il valore 3 e, quindi, complessivamente l'accrescimento dei barbi dell'area indagata tende all'isometria; questo viene confermato anche dall'analisi del t – test che non rileva nessuna differenza statisticamente significativa ($p = 0.000$) tra il valore medio di b , relativo alle popolazioni indagate, ed il valore 3 che indica un accrescimento di tipo isometrico. Il 90% dei valori del parametro b , infatti, si concentrano in un intervallo abbastanza ristretto che va da 2.80 a 3.26 e questo conferma anche quanto riportato da Carlander (1969), secondo il quale i valori di b devono cadere nell'intervallo ottimale di 2.5 – 3.5. Il test W di Shapiro – Wilk conferma l'ipotesi di normalità della distribuzione delle frequenze dei valori di b ($W = 0.981$; $p = 0.137$).

Il parametro a , invece, presenta un valore medio pari a 0.011, con un minimo di 0.003 ed un massimo di 0.032 (Tabella 6.2.4), ed il 90% dei valori risultano compresi nell'intervallo 0.005 – 0.020 (Figura 6.2.6). Sebbene la distribuzione dei valori appaia abbastanza simmetrica (indice di simmetria = 1.61) il test W di Shapiro – Wilk rigetta l'ipotesi di normalità ($W = 0.895$; $p = 0.000$).

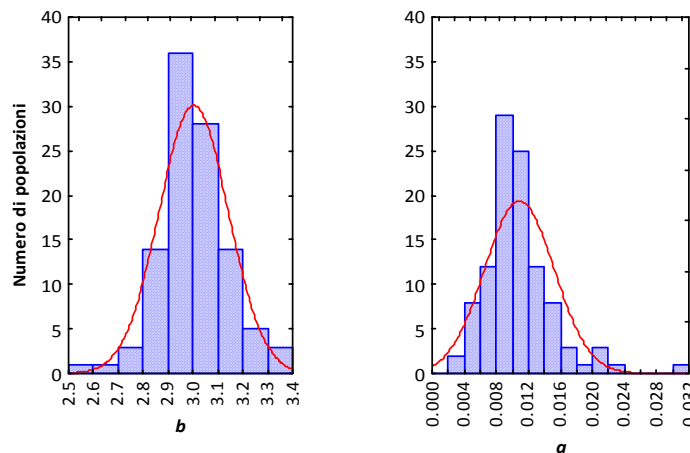


Figura 6.2.6 – Distribuzione di frequenza dei parametri a e b della relazione lunghezza – peso nel campione complessivo del barbo tiberino.

	Popolazioni	Media	Mediana	Minimo	Massimo	Deviazione Standard
a	105	0.011	0.010	0.003	0.032	0.004
b	105	3.002	2.994	2.563	3.358	0.139

Tabella 6.2.4 – Statistica descrittiva dei parametri della relazione lunghezza – peso nel campione utilizzato per sviluppare il modello di riferimento per il barbo tiberino.

La figura 6.2.7 mostra la regressione lineare tra i valori del $\log_{10}a$ in funzione di b delle singole popolazioni di barbo tiberino. Tale analisi è stata effettuata per individuare eventuali popolazioni *outlier* che non si allineano sulla retta di regressione e le cui RLP possono essere considerate, quindi, discutibili. Nel grafico, oltre alle popolazioni di barbo tiberino analizzate, sono riportati anche i valori dei parametri di regressione di altre 3199 popolazioni appartenenti a 1207 specie diverse, raccolti nel database internazionale FISHBASE (Froese e Pauly, 2010). Tali dati sono stati inseriti nel grafico allo scopo di evidenziare la collocazione delle RLP delle popolazioni di barbo tiberino analizzate rispetto a quelle di altre specie ittiche.

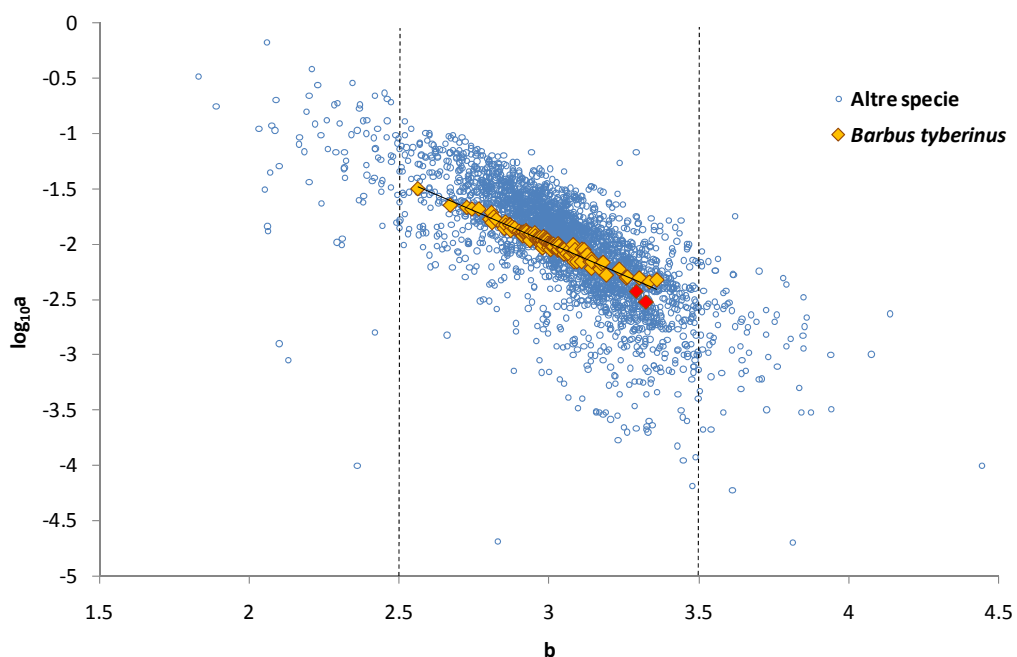


Figura 6.2.7 – Regressione lineare del $\log_{10}a$ in funzione di b nel campione complessivo del barbo tiberino (in rosso sono rappresentate le popolazioni outlier o con valori di b al di fuori dell'intervallo 2.5 – 3.5).

L'analisi dei parametri delle diverse RLP evidenzia come tutte le popolazioni studiate presentino valori di b compresi nell'intervallo 2.5 – 3.5, mentre dall'analisi della regressione lineare tra i valori del $\log_{10}a$ in funzione di b , risultano due popolazioni *outlier* che non si

allineano sulla retta di regressione, espressa dall'equazione $\log_{10}a = -1.168 b + 1.512$ ($r^2 = 0.952$; $r = -0.976$; $p = 0.000$) (Figura 6.2.7); tali popolazioni, pertanto, sono state escluse dalle successive analisi.

Il set di dati utilizzato per sviluppare il modello di riferimento per la relazione lunghezza – peso del barbo tiberino risulta, quindi, costituito da 103 popolazioni e 8800 individui. In queste popolazioni il parametro a varia da un minimo di 0.005 ad un massimo di 0.032 con un valore medio pari a 0.011, mentre il coefficiente di regressione (b) risulta compreso nell'intervallo 2.56 – 3.36, con una media di 2.99. La validità del modello utilizzato è testimoniata dai valori elevati della varianza spiegata delle singole RLP (r^2) che, infatti, oscillano tra l'84.6% ed il 100%.

Sulla base delle dimensioni della specie rilevate nell'area di studio e mediante le equazioni delle rispettive RLP, per ciascuna popolazione è stato calcolato il peso degli esemplari corrispondente alle lunghezze comprese nel range 1 – 50 cm ad intervalli di 1 cm. La tabella 6.2.5 riporta la statistica descrittiva di tali valori: il 25° percentile, il 75° percentile e la mediana del peso corrispondente alle diverse categorie di lunghezza sono stati utilizzati come soglie per costruire le curve di riferimento della RLP tipica del barbo tiberino nell'area indagata; tali curve sono mostrate nella figura 6.2.8, mentre la tabella 6.2.6 ne riporta le corrispondenti equazioni.

LT (cm)	Peso (P) (g)							
	Popolazioni	Media	Mediana	Minimo	Massimo	25° Percentile	75° Percentile	Deviazione Standard
1	103	0.011	0.010	0.005	0.032	0.009	0.013	0.0042
2	103	0.086	0.083	0.046	0.189	0.073	0.096	0.0237
3	103	0.285	0.278	0.176	0.535	0.248	0.314	0.0624
4	103	0.671	0.667	0.442	1.117	0.601	0.727	0.1208
5	103	1.303	1.299	0.900	1.980	1.183	1.405	0.1976
6	103	2.244	2.236	1.610	3.159	2.056	2.393	0.2909
7	103	3.554	3.539	2.633	4.690	3.299	3.773	0.3994
8	103	5.296	5.254	4.032	6.699	4.989	5.579	0.5236
9	103	7.531	7.523	5.871	9.325	7.140	7.926	0.6666
10	103	10.320	10.280	8.216	12.535	9.907	10.842	0.8357
11	103	13.726	13.721	11.136	16.382	13.096	14.360	1.0424
12	103	17.811	17.795	14.699	21.080	16.959	18.644	1.3027

Tabella 6.2.5 – Statistica descrittiva dei pesi calcolati ad intervalli di lunghezza di 1 cm nel campione utilizzato per sviluppare il modello di riferimento della relazione lunghezza – peso per il barbo tiberino (continua).

LT (cm)	Popolazioni	Peso (P) (g)						
		Media	Mediana	Minimo	Massimo	25° Percentile	75° Percentile	Deviazione Standard
13	103	22.638	22.650	18.976	26.974	21.572	23.611	1.6358
14	103	28.268	28.179	23.912	33.915	27.013	29.487	2.0620
15	103	34.764	34.704	29.532	42.759	33.134	36.379	2.6023
16	103	42.190	42.004	35.789	53.108	40.173	43.987	3.2769
17	103	50.607	50.234	42.869	65.100	48.197	52.866	4.1059
18	103	60.080	59.362	50.823	78.877	57.313	62.556	5.1090
19	103	70.671	69.800	59.064	94.582	67.264	73.266	6.3058
20	103	82.443	81.394	67.736	112.362	77.883	86.128	7.7164
21	103	95.460	94.029	77.163	132.368	90.012	99.887	9.3609
22	103	109.785	107.818	87.371	154.751	103.213	114.961	11.2599
23	103	125.482	122.676	98.385	179.667	117.414	131.425	13.4346
24	103	142.614	139.013	110.229	207.273	133.063	149.287	15.9065
25	103	161.246	157.218	122.481	237.729	150.141	169.449	18.6975
26	103	181.441	176.950	135.434	271.199	169.417	191.626	21.8301
27	103	203.264	198.325	149.188	307.846	190.003	215.007	25.3270
28	103	226.778	221.578	163.763	347.838	211.061	239.373	29.2116
29	103	252.048	246.200	179.174	391.344	232.923	266.327	33.5076
30	103	279.138	272.892	195.439	438.536	257.397	296.029	38.2390
31	103	308.113	300.788	212.574	489.588	282.858	326.984	43.4303
32	103	339.036	330.900	230.595	544.674	309.908	360.036	49.1064
33	103	371.974	362.906	249.518	603.974	338.592	395.256	55.2924
34	103	406.990	396.940	269.358	667.667	368.955	432.715	62.0140
35	103	444.149	433.040	290.132	735.935	402.086	472.481	69.2971
36	103	483.517	471.542	311.855	808.961	436.528	514.626	77.1679
37	103	525.157	512.592	334.542	886.931	473.908	559.219	85.6530
38	103	569.136	555.504	358.208	970.033	512.944	606.331	94.7794
39	103	615.519	599.496	382.868	1058.456	552.646	655.464	104.5743
40	103	664.370	646.645	408.535	1152.390	594.482	706.993	115.0653
41	103	715.755	696.414	435.226	1252.029	639.876	761.150	126.2802
42	103	769.739	748.674	462.954	1357.568	687.516	817.998	138.2471
43	103	826.389	803.487	491.733	1469.203	735.409	877.604	150.9947
44	103	885.769	860.914	521.578	1587.131	785.284	940.031	164.5515
45	103	947.945	921.015	552.502	1711.552	837.306	1005.346	178.9466
46	103	1012.983	983.851	584.519	1842.668	892.614	1073.612	194.2093
47	103	1080.949	1049.483	617.642	1980.682	951.532	1145.346	210.3692
48	103	1151.908	1117.973	651.885	2125.797	1010.770	1224.921	227.4561
49	103	1225.927	1189.380	687.262	2278.220	1072.359	1308.210	245.5003
50	103	1303.071	1263.403	723.786	2438.159	1136.342	1393.065	264.5319

Tabella 6.2.5 – Statistica descrittiva dei pesi calcolati ad intervalli di lunghezza di 1 cm nel campione utilizzato per sviluppare il modello di riferimento della relazione lunghezza – peso per il barbo tiberino.

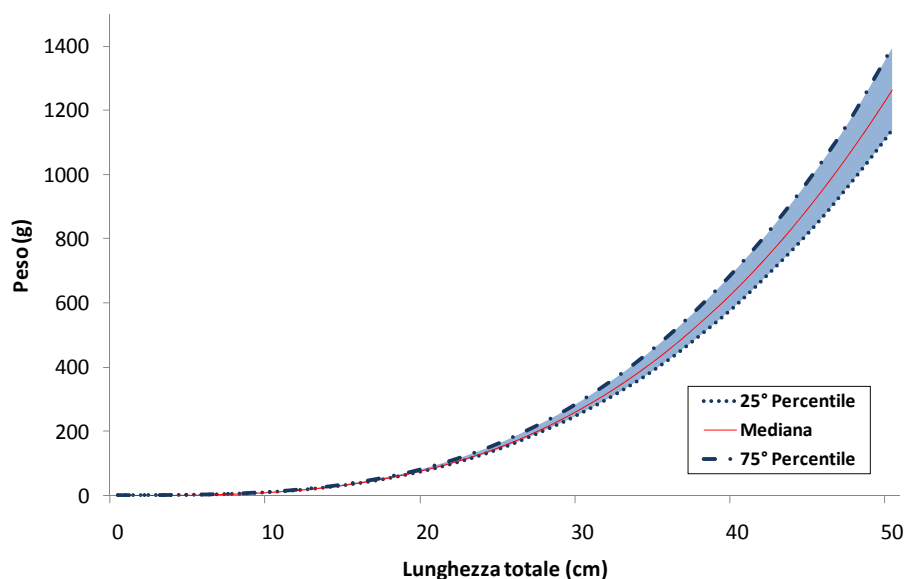


Figura 6.2.8 – Curve di riferimento della relazione lunghezza – peso per il barbo tiberino (l’area compresa tra il 25° ed il 75° percentile indica lo standard tipico della specie).

	Equazioni	Fattore forma ($a_{3,0}$)
25° Percentile	$P = 0.0096 LT^{2.997}$ ($R^2 = 0.9999$)	0.0095
Mediana	$P = 0.0105 LT^{2.991}$ ($R^2 = 1.0000$)	0.0102
75° Percentile	$P = 0.0116 LT^{2.983}$ ($R^2 = 0.9999$)	0.0111

Tabella 6.2.6 – Equazioni di riferimento per la relazione lunghezza - peso del barbo tiberino ed il corrispondente valore del fattore forma.

La retta di regressione tra i valori del $\log_{10}a$ in funzione di b , relativa alle 103 popolazioni restanti dopo la validazione delle RLP che costituivano il campione iniziale, risulta pari a $\log_{10}a = -1.125b + 1.385$ ($r^2 = 0.958$; $r = -0.979$; $p = 0.000$). La pendenza S di questa retta, che è uguale a -1.125 , è stata utilizzata per stimare il fattore forma ($a_{3,0}$) in ciascuna

popolazione di barbo tiberino. Tale indice, per una data regressione lunghezza- peso, rappresenta il valore che il parametro a avrebbe se b fosse uguale a 3, cioè nel caso in cui l'accrescimento degli esemplari di quella popolazione fosse isometrico e può essere usato per determinare se la forma del corpo di una data popolazione o specie differisce da altre (Froese, 2006).

Nelle popolazioni analizzate i valori di $a_{3,0}$ variano da un minimo di 0.0087 ad un massimo di 0.0123, con una media di 0.0103. I valori di $a_{3,0}$ ottenuti nelle singole popolazioni sono stati confrontati con quelli riportati in Froese (2006) e relativi a 1316 specie ittiche raggruppate in base alla forma del corpo. Sulla base di questi dati (Figura 6.2.9) si può notare come le popolazioni di barbo tiberino (mediana = 0.0103; 5° - 95° percentile = 0.0091 - 0.0115; 95% I.C. = 0.0102 - 0.0105) si pongano in una posizione intermedia tra le specie aventi forma allungata (mediana = 0.0084; 5° - 95° percentile = 0.0029 - 0.0178; 95% I.C. = 0.0077 - 0.0091) e quelle fusiformi (mediana = 0.0137; 5° - 95° percentile = 0.0061 - 0.0240; 95% I.C. = 0.0131 - 0.0140).

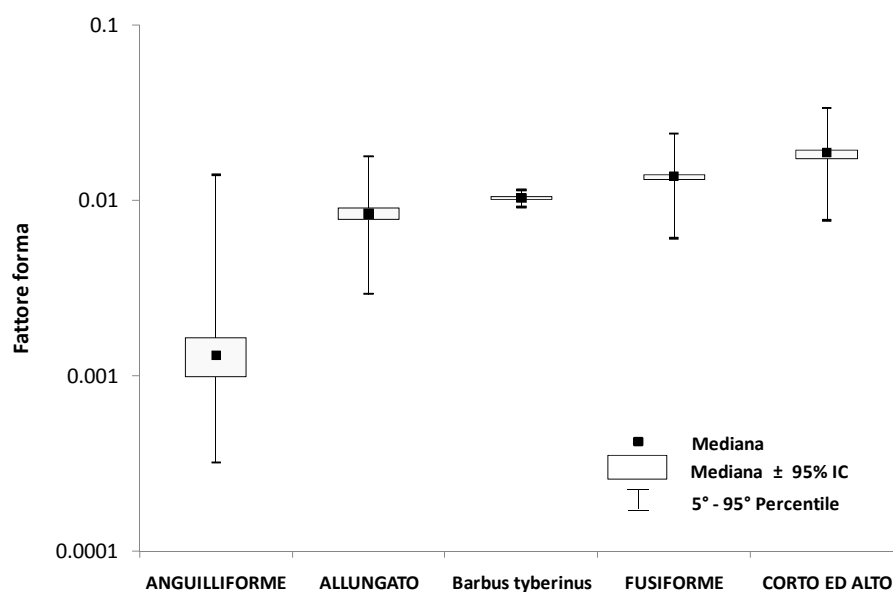


Figura 6.2.9 – Fattore forma del barbo tiberino.

Il valore che il parametro a avrebbe se b fosse uguale a 3 è stato calcolato anche per ciascuna delle RLP riportate nella tabella 6.2.6 e che rappresentano gli standard di riferimento per il barbo tiberino. I valori ottenuti costituiscono le soglie di riferimento per valutare la

forma degli esemplari di una data popolazione: se il valore di $a_{3,0}$ cade all'interno dell'intervallo 0.0095 – 0.0111 la forma degli individui rientra negli standard della specie; per valori di $a_{3,0}$ inferiori a 0.0095 i pesci presentano una forma più allungata, mentre se è superiore a 0.0111 la loro forma è più tozza rispetto a quella tipica della specie nel bacino del fiume Tevere.

I valori di $a_{3,0}$ delle singole popolazioni sono stati confrontati con quelli di riferimento riportati nella tabella 6.2.6: in 14 popolazioni su 103 (13% del totale), gli esemplari presentano un corpo più allungato rispetto alla norma in quanto il fattore forma risulta inferiore alla soglia 0.0095 (Figura 6.2.10). Al contrario, in 11 casi (11% del totale) il valore di $a_{3,0}$ è superiore a 0.0111 e, quindi, la forma del corpo degli esemplari di queste popolazioni risulta più tozza rispetto agli standard della specie. Nelle restanti 78 popolazioni (76% del totale) la forma dei barbi risulta nella norma.

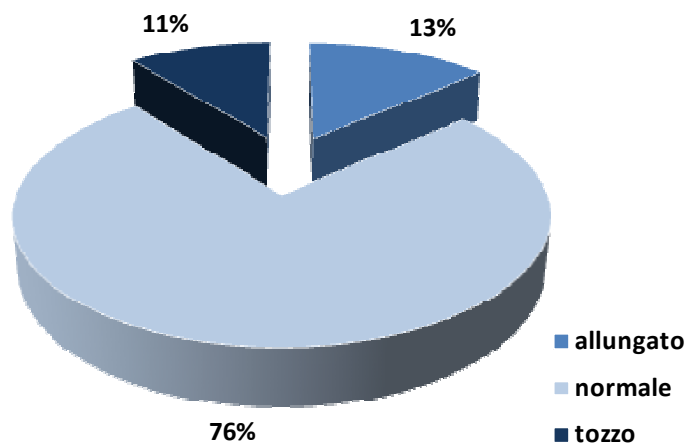


Figura 6.2.10 – Percentuale del numero di popolazioni di barbo tiberino suddivise per forma del corpo in base ai valori di riferimento del parametro $a_{3,0}$.

6.2.3 – CAVEDANO *Leuciscus cephalus* (Linnaeus, 1758)

La relazione esistente tra la lunghezza ed il peso del cavedano è stata indagata utilizzando un campione costituito da 14511 esemplari, provenienti da 123 popolazioni. Per ognuna di esse sono stati stimati i parametri della corrispondente RLP (Appendice 8). Per quanto riguarda il coefficiente di regressione b , oscilla tra un minimo di 2.56 ed un massimo di 3.41, mentre il valore medio risulta pari a 3.12 (Tabella 6.2.7); tutti i valori, quindi, cadono nell'intervallo ottimale 2.5 – 3.5 (Carlander, 1969), sebbene il 90% di essi sia compreso in un range molto ristretto che va da 2.93 a 3.30. I limiti di confidenza al 95% non comprendono il valore 3 (3.09 – 3.13) e, quindi, durante l'accrescimento nel cavedano vi è una lieve tendenza a favorire il peso rispetto alla lunghezza. Questa tendenza verso l'allometria positiva durante l'accrescimento del cavedano è confermata dal confronto tra il valore medio di b , relativo a tutte le popolazioni analizzate ($b = 3.12$) e il valore 3, indice di un accrescimento isometrico: secondo il t – test le differenze tra i due valori risultano altamente significative ($p = 0.000$).

La distribuzione dei valori di b (Figura 6.2.11) risulta spostata leggermente verso destra, con il test W di Shapiro – Wilk che rigetta l'ipotesi di normalità ($W = 0.963$; $p = 0.002$).

	Popolazioni	Media	Mediana	Minimo	Massimo	Deviazione Standard
a	123	0.008	0.007	0.003	0.054	0.005
b	123	3.108	3.103	2.564	3.405	0.122

Tabella 6.2.7 – Statistica descrittiva dei parametri della relazione lunghezza – peso nel campione utilizzato per sviluppare il modello di riferimento per il cavedano.

Il parametro a , invece, oscilla tra 0.003 e 0.054, con un valore medio di 0.008 (Tabella 6.2.7). La distribuzione dei valori risulta abbastanza contratta in quanto il 90% dei valori si concentrano in un intervallo molto ristretto che va da 0.004 a 0.013 ed il test W di Shapiro – Wilk rigetta l'ipotesi di normalità ($W = 0.473$; $p = 0.000$).

La forte interrelazione negativa esistente tra i due parametri della RLP, a e b , è evidente nella figura 6.2.12 che mostra la regressione tra i valori del $\log_{10}a$ in funzione di b delle singole popolazioni; nel caso del cavedano l'equazione della retta di regressione risulta pari a $\log_{10}a = -1.088b + 1.244$ ($r^2 = 0.640$; $r = -0.801$; $p = 0.000$).

Tale analisi è stata effettuata per individuare nel campione analizzato eventuali RLP discutibili nelle cui popolazioni il range di lunghezze degli esemplari era troppo esiguo o la varianza associata alle misure di lunghezza o peso era molto elevata. Per confrontare

l'accrescimento del cavedano con quello di altre specie ittiche, nel grafico sono stati inseriti anche i valori dei parametri delle RLP di altre 1207 specie, con un numero complessivo di popolazioni pari a 3181, contenuti in FISHBASE (Froese e Pauly, 2010).

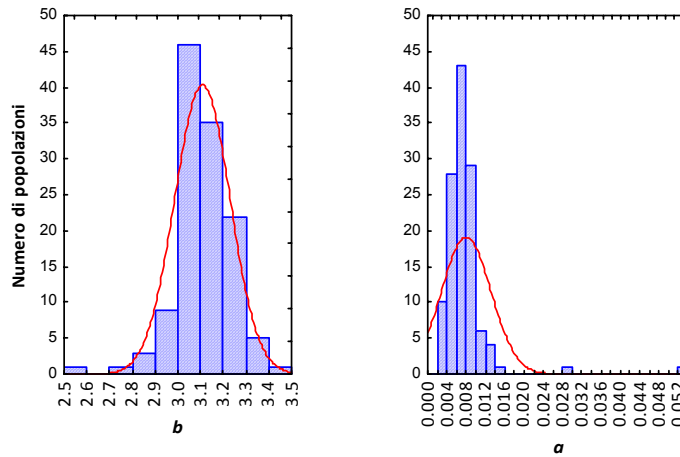


Figura 6.2.11 – Distribuzione di frequenza dei parametri a e b della relazione lunghezza – peso nel campione complessivo del cavedano.

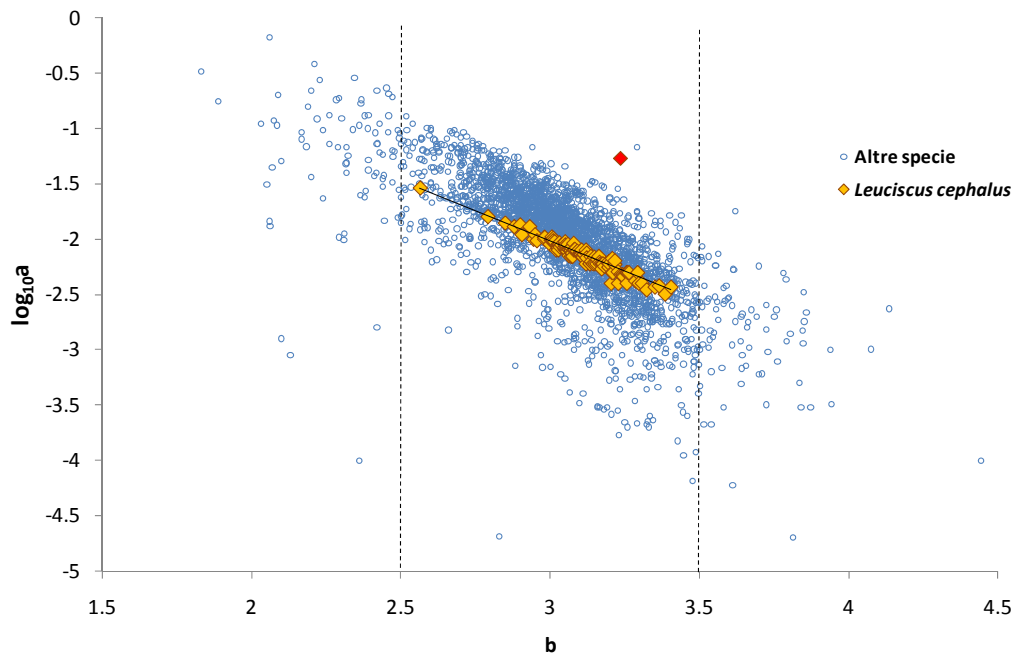


Figura 6.2.12 – Regressione lineare del $\log_{10}a$ in funzione di b nel campione complessivo del cavedano (in rosso sono rappresentate le popolazioni outlier o con valori di b al di fuori dell'intervallo 2.5 – 3.5).

Tutte le popolazioni analizzate presentano il valore del coefficiente di regressione b compreso nell'intervallo 2.5 - 3.5, mentre l'analisi della regressione lineare tra i valori del $\log_{10}a$ in funzione di b evidenzia la presenza di una sola popolazione *outlier*, che non si allinea cioè lungo la retta di regressione (Figura 6.2.12); tale popolazione, quindi, è stata esclusa dalle successive analisi. A seguito di questa fase di validazione dei dati, il campione utilizzato per elaborare le curve di riferimento per la RLP del cavedano risulta, pertanto, costituito da 122 popolazioni e 14343 esemplari. In questo set di dati il parametro a presenta un valore medio pari a 0.008, con i valori che oscillano tra 0.003 e 0.029, mentre il coefficiente di regressione b è compreso nell'intervallo 2.56 - 3.41, con un valore medio pari a 3.11. La varianza spiegata dalle singole regressioni risulta sempre molto elevata; i valori dell' r^2 , infatti, variano da un minimo di 90.8% ad un massimo di 99.7% e ciò evidenzia la validità del modello con cui sono state ottenute le regressioni.

La tabella 6.2.8 mostra la statistica descrittiva dei pesi calcolati ad intervalli di lunghezza pari a 1 cm utilizzando i parametri di regressione di ciascuna popolazione; in accordo con le dimensioni della specie nell'area indagata, il range di lunghezza utilizzato è stato 1 – 50 cm. Sulla base dei valori del 25° percentile, della mediana e del 75° percentile del peso nelle diverse classi di lunghezza, riportati nella citata tabella, sono state costruite le curve di riferimento che definiscono la relazione lunghezza – peso del cavedano nell'area indagata (Figura 6.2.13). La tabella 6.2.9 riporta le equazioni di tali curve.

LT (cm)	Peso (P) (g)							
	Popolazioni	Media	Mediana	Minimo	Massimo	25° Percentile	75° Percentile	Deviazione Standard
1	122	0.008	0.007	0.003	0.029	0.006	0.009	0.003
2	122	0.064	0.063	0.033	0.171	0.053	0.073	0.018
3	122	0.223	0.223	0.132	0.485	0.192	0.250	0.048
4	122	0.541	0.546	0.340	1.014	0.480	0.597	0.097
5	122	1.079	1.089	0.694	1.797	0.979	1.177	0.166
6	122	1.896	1.914	1.245	2.868	1.719	2.049	0.255
7	122	3.055	3.082	2.041	4.258	2.822	3.297	0.365
8	122	4.619	4.669	3.130	5.997	4.311	4.950	0.499
9	122	6.654	6.714	4.565	8.144	6.213	7.131	0.661
10	122	9.226	9.282	6.398	11.090	8.751	9.848	0.857
11	122	12.399	12.497	8.683	14.781	11.660	13.146	1.097

Tabella 6.2.8 – Statistica descrittiva dei pesi calcolati ad intervalli di lunghezza di 1 cm nel campione utilizzato per sviluppare il modello di riferimento della relazione lunghezza – peso per il cavedano (continua).

LT (cm)	Peso (P) (g)							
	Popolazioni	Media	Mediana	Minimo	Massimo	25° Percentile	75° Percentile	Deviazione Standard
12	122	16.244	16.393	11.475	19.418	15.298	17.133	1.389
13	122	20.826	20.903	14.830	25.102	19.694	21.905	1.749
14	122	26.217	26.183	18.804	31.840	24.849	27.538	2.189
15	122	32.484	32.365	23.456	39.728	30.754	34.179	2.725
16	122	39.700	39.694	28.844	48.867	37.780	41.825	3.374
17	122	47.934	47.868	35.028	59.358	45.588	50.408	4.152
18	122	57.258	57.028	42.068	71.304	54.372	60.078	5.077
19	122	67.744	67.511	50.025	84.809	64.145	70.936	6.167
20	122	79.466	79.056	58.960	99.979	75.037	83.028	7.439
21	122	92.495	91.841	68.937	117.551	87.215	96.492	8.912
22	122	106.907	106.258	80.017	137.726	100.509	111.504	10.606
23	122	122.774	121.769	89.922	160.232	115.156	127.727	12.538
24	122	140.173	138.806	100.290	185.218	131.252	145.574	14.730
25	122	159.176	157.276	111.357	212.837	148.802	165.684	17.202
26	122	179.862	177.516	123.137	243.245	168.040	187.725	19.974
27	122	202.304	200.053	135.648	276.600	188.758	211.638	23.067
28	122	226.580	224.930	148.906	313.062	210.939	237.559	26.503
29	122	252.766	250.754	162.925	352.794	234.836	265.577	30.304
30	122	280.939	277.848	177.720	395.961	260.632	296.571	34.492
31	122	311.177	307.232	193.308	442.730	288.274	328.951	39.090
32	122	343.557	339.271	209.702	493.272	317.856	364.620	44.122
33	122	378.159	373.466	226.917	547.759	349.363	402.879	49.611
34	122	415.059	409.796	244.968	606.365	382.943	443.828	55.580
35	122	454.338	448.832	263.869	669.266	417.515	486.554	62.055
36	122	496.074	490.611	283.634	736.641	454.563	530.208	69.061
37	122	540.347	535.036	304.276	808.671	494.250	576.420	76.621
38	122	587.237	581.021	325.809	885.537	536.203	627.633	84.762
39	122	636.823	630.380	348.247	967.426	580.487	682.821	93.510
40	122	689.187	682.521	371.604	1054.522	627.199	740.421	102.891
41	122	744.409	737.527	395.891	1147.016	677.646	801.369	112.931
42	122	802.570	794.473	421.123	1245.097	730.788	868.185	123.658
43	122	863.752	853.780	447.313	1348.958	786.530	937.316	135.098
44	122	928.035	915.738	474.472	1458.793	845.131	1009.904	147.279
45	122	995.503	980.647	502.614	1574.799	905.793	1086.290	160.229
46	122	1066.237	1048.232	531.752	1697.172	968.086	1164.000	173.977
47	122	1140.319	1120.789	561.897	1826.113	1033.184	1244.382	188.550
48	122	1217.832	1197.733	593.063	1961.824	1100.681	1328.446	203.978
49	122	1298.860	1278.214	625.260	2104.507	1169.252	1416.520	220.289
50	122	1383.485	1360.140	658.502	2254.367	1242.016	1511.526	237.513

Tabella 6.2.8 – Statistica descrittiva dei pesi calcolati ad intervalli di lunghezza di 1 cm nel campione utilizzato per sviluppare il modello di riferimento della relazione lunghezza – peso per il cavedano.

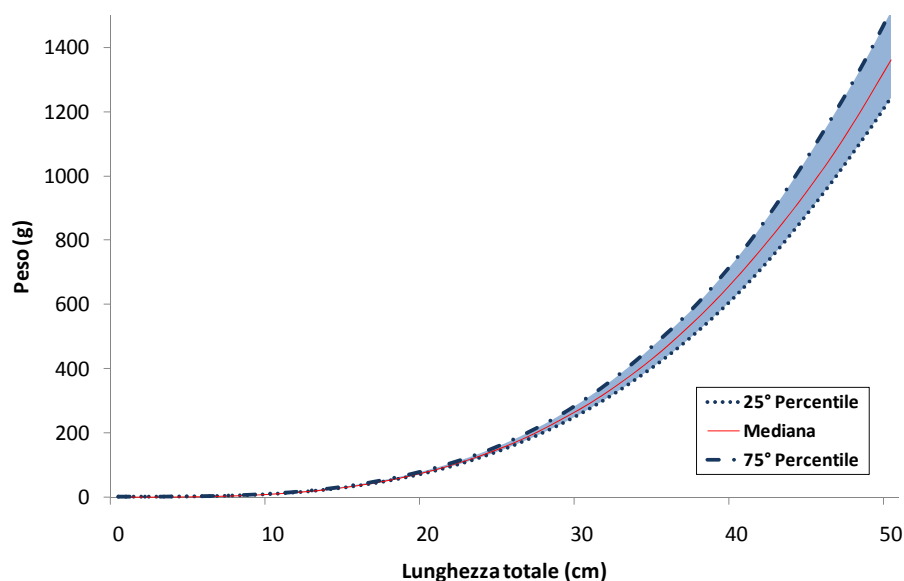


Figura 6.2.13 – Curve di riferimento della relazione lunghezza – peso per il cavedano (l’area compresa tra il 25° ed il 75° percentile indica lo standard tipico della specie).

	Equazioni	Fattore forma ($\alpha_{3,0}$)
25° Percentile	$P = 0.0064 LT^{3.1193}$ ($R^2 = 0.9999$)	0.0089
Mediana	$P = 0.0074 LT^{3.0973}$ ($R^2 = 1.0000$)	0.0096
75° Percentile	$P = 0.0082 LT^{3.0884}$ ($R^2 = 0.9999$)	0.0104

Tabella 6.2.9 – Equazioni di riferimento per la relazione lunghezza - peso del cavedano ed il corrispondente valore del fattore forma.

L’equazione della retta di regressione dei valori del $\log_{10}a$ in funzione di b , relativi a queste 122 popolazioni rimanenti dopo la fase di validazione dei dati ed utilizzate per sviluppare le RLP di riferimento, è $\log_{10}a = -1.16b + 1.4601$ ($r^2 = 0.936$; $r = -0.967$; $p = 0.000$). La pendenza di questa retta ($S = -1.16$) è stata usata per calcolare, per ognuna delle 122 popolazioni analizzate, il corrispondente fattore forma; questo rappresenta il valore che il parametro a avrebbe se una popolazione crescesse in maniera isometrica, cioè se b fosse uguale a 3. Nelle popolazioni considerate il fattore forma presenta un valore medio corrispondente a 0.0096, con un minimo pari a 0.0069 ed un massimo di 0.0117.

Allo scopo di confrontare la forma del cavedano con quella di altre specie ittiche, i valori di $a_{3.0}$ ottenuti nelle singole popolazioni analizzate sono stati comparati con quelli riportati da Froese (2006) (Figura 6.2.14). Da tale analisi emerge che la forma del cavedano risulta in una posizione intermedia (mediana = 0.0097; 5° - 95° percentile = 0.0084 - 0.0109; 95% I.C. = 0.0094 - 0.0097) tra quella allungata (mediana = 0.0084; 5° - 95° percentile = 0.0029 - 0.0178; 95% I.C. = 0.0077 - 0.0091) e quella fusiforme (mediana = 0.0137; 5° - 95° percentile = 0.0061 - 0.0240; 95% I.C. = 0.0131 - 0.0140).

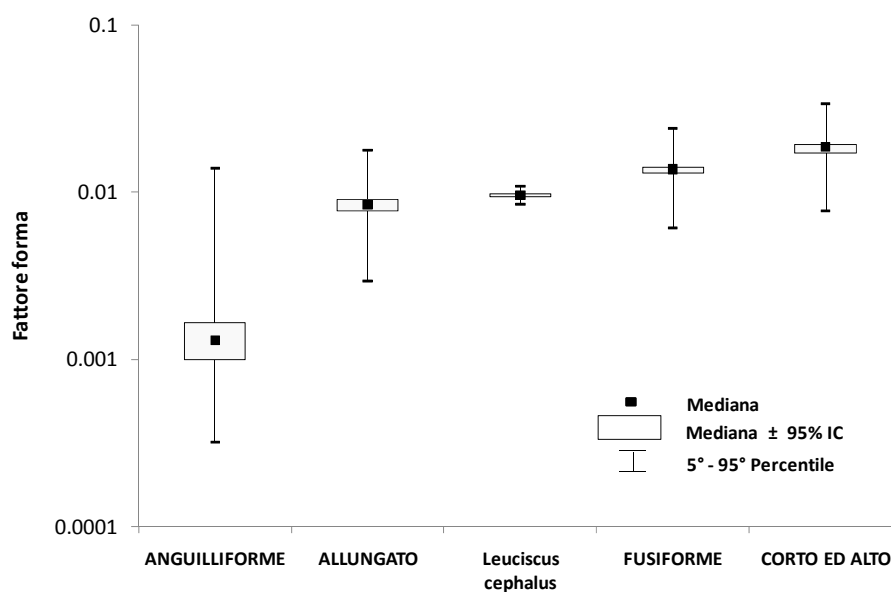


Figura 6.2.14 – Fattore forma del cavedano.

La pendenza della retta di regressione precedentemente calcolata ($S = -1.16$) è stata utilizzata anche per calcolare il valore di $a_{3.0}$ per ciascuna delle equazioni contenute nella tabella 6.2.9, che rappresentano gli standard di riferimento per la RLP del cavedano. I valori ottenuti (Tabella 6.2.9) rappresentano anch'essi delle soglie di riferimento per valutare la forma del corpo degli esemplari di una determinata popolazione di cavedano: quando il valore di $a_{3.0}$ risulta compreso tra 0.0089 e 0.0104 la forma degli esemplari rientra nei limiti tipici della specie, quando $a_{3.0}$ è inferiore a questo intervallo la loro forma è più allungata, mentre se è superiore la forma è più tozza.

Queste soglie di riferimento (Tabella 6.2.9) sono stati applicate alle 122 popolazioni che costituiscono il campione analizzato. I risultati di tale analisi evidenziano come in 23 popolazioni (19% del totale) la forma degli esemplari sia più allungata rispetto alle condizioni di

riferimento in quanto il valore di $a_{3,0}$ è inferiore alla soglia 0.0089; in 19 casi (16% del totale) gli esemplari presentano un corpo più tozzo rispetto alla norma ($a_{3,0} > 0.0104$), mentre nelle restanti 80 popolazioni (65% del totale) la forma degli esemplari rientra nei limiti tipici della specie nell'area indagata (Figura 6.2.15).

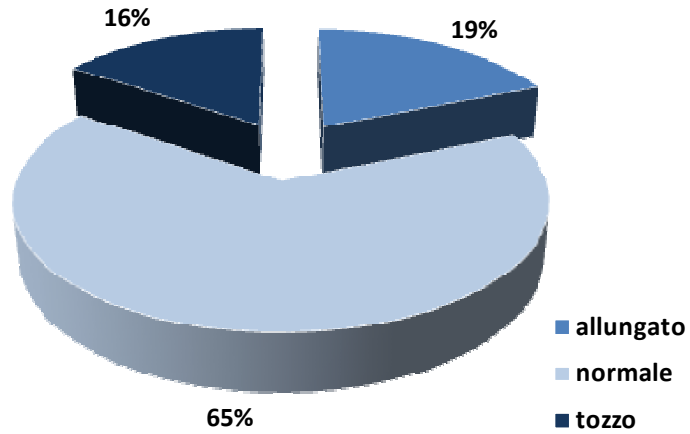


Figura 6.2.15 – Percentuale del numero di popolazioni di cavedano suddivise per forma del corpo in base ai valori di riferimento del parametro $a_{3,0}$.

6.2.4 – ROVELLA *Rutilus rubilio* (Bonaparte, 1837)

Il campione utilizzato per l’analisi della relazione esistente tra la lunghezza ed il peso della rovela risulta costituito da 14206 esemplari provenienti da 119 popolazioni. Per ognuna di esse sono stati stimati i parametri della RLP (Appendice 9). Per quanto riguarda il coefficiente di regressione b i valori oscillano tra un minimo di 2.32 ed un massimo di 3.81, con una media pari a 3.05 (Tabella 6.2.10).

	Popolazioni	Media	Mediana	Minimo	Massimo	Deviazione Standard
a	119	0.011	0.009	0.001	0.057	0.008
b	119	3.053	3.062	2.324	3.805	0.260

Tabella 6.2.10 – Statistica descrittiva dei parametri della relazione lunghezza – peso nel campione utilizzato per sviluppare il modello di riferimento per la rovela.

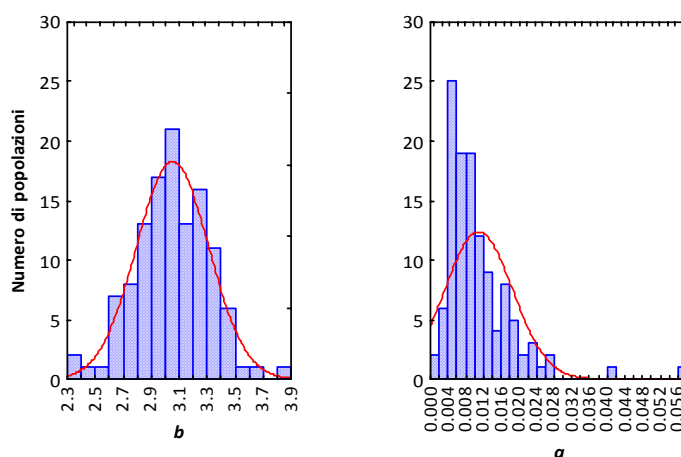


Figura 6.2.16 – Distribuzione di frequenza dei parametri a e b della relazione lunghezza – peso nel campione complessivo della rovela.

Il 90% dei valori si distribuiscono su un intervallo abbastanza ampio che va da 2.65 a 3.43 (Figura 6.2.16), ma che rientra nei limiti suggeriti da Carlander (1969). Il valore 3, indice di un accrescimento di tipo isometrico, risulta inferiore all’intervallo di confidenza al 95% della media di b (3.01 – 3.10) e, pertanto, nelle popolazioni analizzate, durante l’accrescimento degli esemplari, vi è una leggera tendenza a penalizzare la lunghezza sulle altre dimensioni dello spazio. Il confronto tra la media di b (3.05) ed il valore 3, indice di un accrescimento isometrico, conferma questa tendenza all’allometria positiva nell’accrescimento della rovela;

infatti, le differenze tra i due valori risultano statisticamente significative all'analisi del t – test ($p = 0.027$).

La distribuzione dei valori del coefficiente di regressione b risulta normale secondo il test W di Shapiro – Wilk ($W = 0.994$; $p = 0.923$).

I valori del parametro a , invece, oscillano tra 0.001 e 0.057, con una media pari a 0.011. Il 90% dei valori risultano compresi tra 0.004 e 0.024, ma, rispetto ad una distribuzione normale, le frequenze di tale parametro risultano maggiormente spostate verso sinistra (Figura 6.2.16). Il test W di Shapiro Wilk rigetta l'ipotesi che la distribuzione dei valori di a sia normale ($W = 0.774$; $p = 0.000$).

La relazione tra i parametri a e b delle singole popolazioni è stata analizzata mediante la regressione lineare tra i valori del $\log_{10}a$ in funzione di b (Figura 6.2.17). Tale analisi permette anche di evidenziare eventuali popolazioni *outlier* che non si allineano lungo la retta di regressione la cui equazione risulta pari a $\log_{10}a = -0.952 b + 0.866$ ($r^2 = 0.868$; $r = -0.932$; $p = 0.000$). Allo scopo di collocare in un contesto più ampio l'accrescimento della rovella del bacino del fiume Tevere, nel grafico sono stati inseriti anche i parametri delle RLP relativi ad altre 3185 popolazioni appartenenti 1207 specie ittiche e provenienti dall'archivio di FISHBASE (Froese e Pauly, 2010).

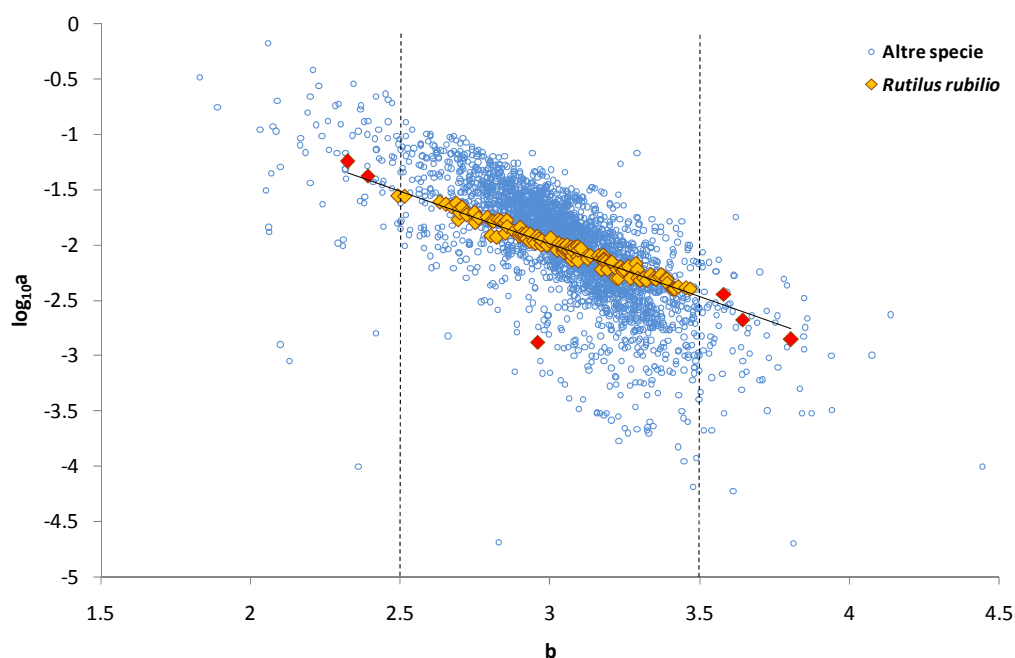


Figura 6.2.17 – Regressione lineare del $\log_{10}a$ in funzione di b nel campione complessivo della rovella (in rosso sono rappresentate le popolazioni outlier o con valori di b al di fuori dell'intervallo 2.5 – 3.5).

L'analisi del grafico mostra la presenza di una popolazione *outlier* di rovela che non si allinea lungo la retta di regressione. Altre 5 popolazioni, inoltre, presentano il valore del coefficiente di regressione b al di fuori dell'intervallo ottimale 2.5 – 3.5. Queste 6 popolazioni sono state escluse dalle successive analisi e, pertanto, il set di dati utilizzato per l'elaborazione del modello di riferimento per la relazione lunghezza – peso della rovela risulta costituito da 113 popolazioni, per un totale di 13735 esemplari. In queste popolazioni il parametro a presenta una media pari a 0.011, con i valori che oscillano tra un minimo di 0.004 ed un massimo di 0.028, mentre il coefficiente di regressione b varia tra 2.49 e 3.47, con un valore medio pari a 3.05. Le singole regressioni presentano valori di r^2 abbastanza elevati (min. = 72.9; max. = 99.1%) e ciò dimostra la validità del modello adottato.

La tabella 6.2.11 riporta i risultati della statistica descrittiva dei pesi calcolati ad intervalli di lunghezza di 1 cm utilizzando le regressioni di ciascuna popolazione; in accordo con le dimensioni della specie nell'area indagata, il range di lunghezza per il quale è stata effettuata questa analisi è compreso tra 1 e 20 cm. I valori del 25° percentile, della mediana e

LT (cm)	Popolazioni	Peso (P) (g)						
		Media	Mediana	Minimo	Massimo	25° Percentile	75° Percentile	Deviazione Standard
1	113	0.011	0.009	0.004	0.028	0.006	0.013	0.006
2	113	0.082	0.077	0.042	0.158	0.059	0.095	0.030
3	113	0.275	0.264	0.169	0.460	0.216	0.314	0.074
4	113	0.653	0.629	0.435	0.997	0.555	0.725	0.133
5	113	1.279	1.243	0.892	1.816	1.147	1.382	0.204
6	113	2.220	2.186	1.605	2.965	2.017	2.406	0.282
7	113	3.544	3.568	2.637	4.487	3.286	3.794	0.375
8	113	5.321	5.362	4.053	6.425	4.968	5.670	0.505
9	113	7.619	7.751	5.773	9.315	7.155	8.098	0.709
10	113	10.511	10.562	7.756	13.171	9.926	11.249	1.029
11	113	14.070	14.061	10.132	18.017	13.239	15.124	1.504
12	113	18.368	18.333	12.931	23.982	16.983	19.749	2.168
13	113	23.482	23.413	16.184	31.200	21.322	25.429	3.054
14	113	29.485	29.331	19.921	39.806	26.602	32.184	4.197
15	113	36.456	35.962	23.942	49.939	32.614	40.143	5.632
16	113	44.470	43.481	28.121	61.905	39.407	48.981	7.398
17	113	53.607	52.551	32.709	75.942	46.999	59.628	9.533
18	113	63.944	62.771	37.718	92.081	55.330	71.712	12.079
19	113	75.563	74.073	43.161	110.491	64.762	85.167	15.077
20	113	88.543	86.230	49.049	131.349	75.097	100.784	18.573

Tabella 6.2.11 – Statistica descrittiva dei pesi calcolati ad intervalli di lunghezza di 1 cm nel campione utilizzato per sviluppare il modello di riferimento della relazione lunghezza – peso per la rovela.

del 75° percentile del peso nelle diverse categorie di lunghezza, riportati nella tabella precedente, sono stati utilizzati per ottenere le curve di riferimento (Figura 6.2.18) e le rispettive equazioni (Tabella 6.2.12) per la rovela nell'area indagata.

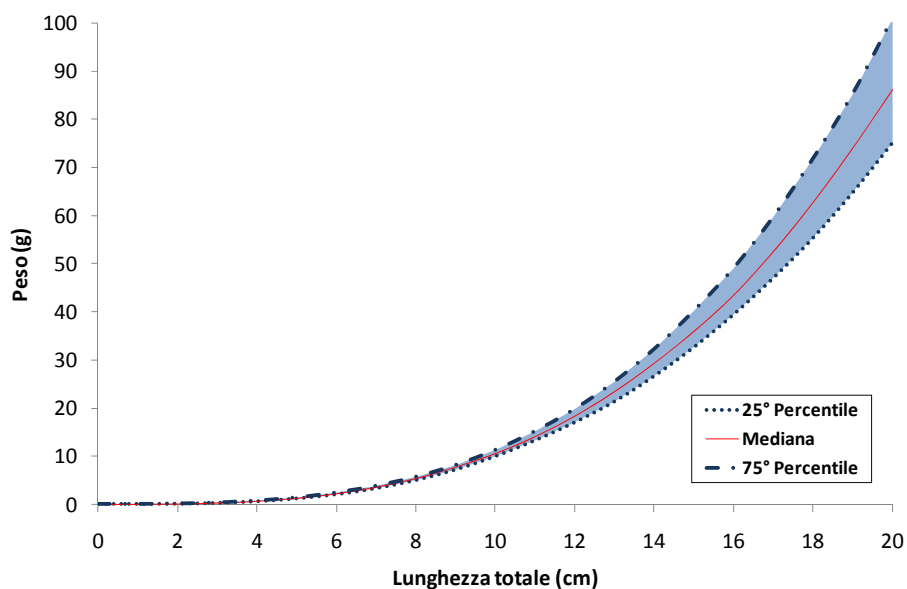


Figura 6.2.18 – Curve di riferimento della relazione lunghezza – peso per la rovela (l'area compresa tra il 25° ed il 75° percentile indica lo standard tipico della specie).

	Equazioni	Fattore forma ($a_{3,0}$)
25° Percentile	$P = 0.0069 LT^{3.1328}$ ($R^2 = 0.9994$)	0.0099
Mediana	$P = 0.0092 LT^{3.0569}$ ($R^2 = 1.0000$)	0.0107
75° Percentile	$P = 0.0115 LT^{3.0053}$ ($R^2 = 0.9997$)	0.0117

Tabella 6.2.12 – Equazioni di riferimento per la relazione lunghezza - peso della rovela ed il corrispondente valore del fattore forma.

L'equazione della retta di regressione tra i valori del $\log_{10}a$ in funzione di b , corrispondente alle 113 popolazioni utilizzate per sviluppare le RLP di riferimento dopo la fase di validazione dei dati, è uguale a $\log_{10}a = -0.939b + 0.834$ ($r^2 = 0.964$; $r = -0.985$; $p = 0.000$). La pendenza di questa retta, che risulta pari a -0.939 , è stata utilizzata per stimare, per ciascuna

popolazione, il valore che il parametro a avrebbe se il coefficiente di regressione b fosse pari a 3, cioè, nel caso in cui gli esemplari crescessero in maniera isometrica. Questo fattore ($a_{3,0}$), che serve per determinare se la forma del corpo degli esemplari di una data popolazione differisce da altre, nelle popolazioni analizzate varia da un minimo di 0.0080 ad un massimo di 0.0127, con un valore medio pari a 0.0104.

I valori di ($a_{3,0}$) ottenuti nelle singole popolazioni di rovela sono stati confrontati con quelli riportati in Froese (2006) che riguardano 1316 specie ittiche diverse, raggruppate in base alla forma del loro corpo (Figura 6.2.19).

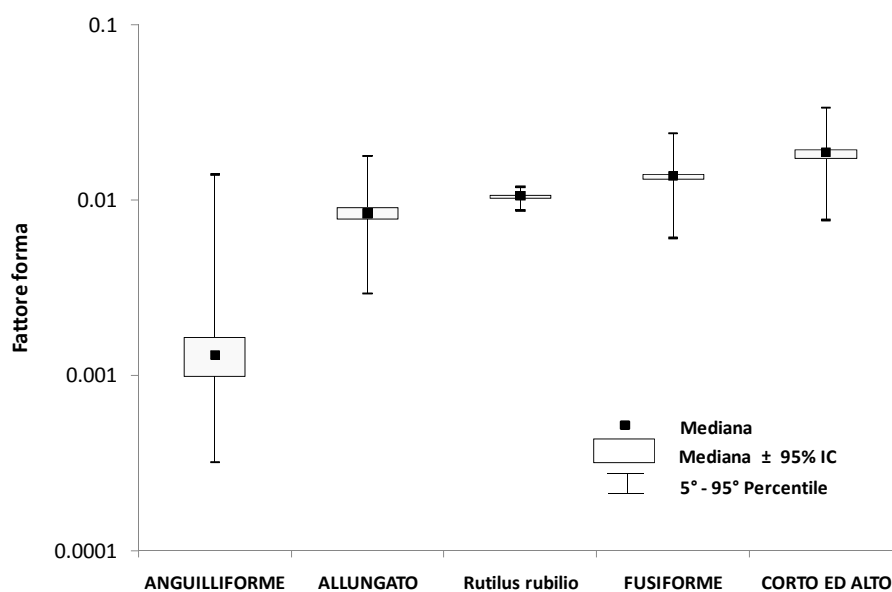


Figura 6.2.19 – Fattore forma della rovela.

Il grafico evidenzia come la rovela, nel bacino del fiume Tevere, presenti una forma intermedia (mediana = 0.0105; 5° - 95° percentile = 0.0087 - 0.0111; 95% I.C. = 0.0102 - 0.0106) tra quella allungata (mediana = 0.0084; 5° - 95° percentile = 0.0029 - 0.0178; 95% I.C. = 0.0077 - 0.0091) e quella fusiforme (mediana = 0.0137; 5° - 95° percentile = 0.0061 - 0.0240; 95% I.C. = 0.0131 - 0.0140).

Allo scopo di ottenere, anche per il fattore $a_{3,0}$, delle soglie di riferimento per valutare la forma del corpo della rovela, la pendenza della retta di regressione precedentemente calcolata ($S = 0.939$) è stata utilizzata per stimare il valore che il parametro a delle equazioni contenute nella tabella 6.2.12 avrebbe se b fosse uguale a 3. L'intervallo di valori di $a_{3,0}$ compresi tra quello corrispondente alla RLP del 25° e del 75° percentile rappresentano gli

standard tipici della specie per il fattore forma (Tabella 6.2.12): quando il valore di $a_{3,0}$ di una data popolazione risulta inferiore a questo intervallo (0.0099 – 0.0117) la forma degli esemplari è più allungata rispetto alla norma, mentre se è superiore allora gli esemplari presentano una forma più tozza.

I valori di riferimento del fattore forma così ottenuti (Tabella 6.2.12) sono stati applicati alle 113 popolazioni di rovello che costituiscono il campione analizzato. La figura 6.2.20 mostra i risultati di tale analisi: 36 popolazioni (32% del totale) presentano un valore di $a_{3,0}$ inferiore a 0.0099 e, quindi, rispetto alla norma, gli esemplari presentano un corpo più allungato, in 11 casi (10% del totale) il fattore forma risulta superiore alla soglia che indica un corpo più tozzo rispetto alla norma (0.0117), mentre nel restante 58% (66 popolazioni) i valori di $a_{3,0}$ rientrano nei limiti tipici della specie (0.0099 - 0.0117).

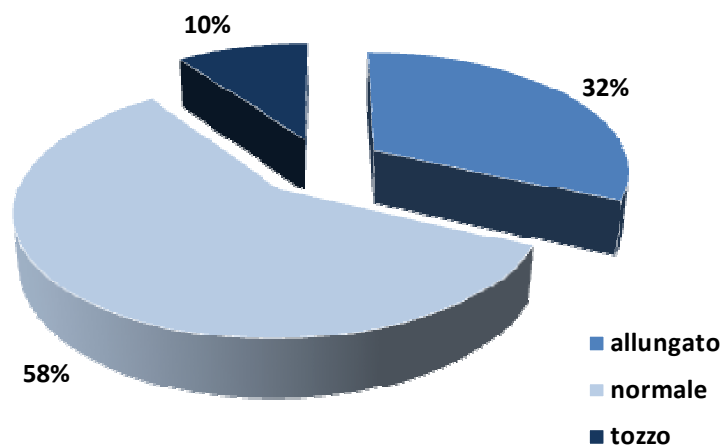


Figura 6.2.20 – Percentuale del numero di popolazioni di rovello suddivise per forma del corpo in base ai valori di riferimento del parametro $a_{3,0}$.

5.2.5 – VAIRONE *Telestes muticellus* (Bonaparte, 1837)

Per studiare la relazione tra la lunghezza ed il peso del vairone nel bacino del fiume Tevere è stato analizzato un campione costituito da 7221 esemplari provenienti da 64 popolazioni. Per ognuna di esse sono stati stimati i parametri della relazione lunghezza – peso (Appendice 10). Il coefficiente di regressione b presenta un valore medio pari a 3.08, con un intervallo di variazione abbastanza ampio che va da un minimo di 2.29 ad un massimo di 3.94 (Tabella 6.2.13).

	Popolazioni	Media	Mediana	Minimo	Massimo	Deviazione Standard
a	64	0.012	0.009	0.001	0.068	0.012
b	55	3.083	3.104	2.289	3.939	0.337

Tabella 6.2.13 – Statistica descrittiva dei parametri della relazione lunghezza – peso nel campione utilizzato per sviluppare il modello di riferimento per il vairone.

Anche la distribuzione dei valori risulta piuttosto estesa (Figura 6.2.21), infatti, il 90% di essi è compreso tra 2.41 e 3.55. I limiti di confidenza al 95% della media (2.99 – 3.17) comprendono il valore 3 e, quindi, nell'accrescimento del vairone vi è una tendenza all'isometria; questo è confermato anche dal confronto statistico tra la media di b , relativa alle popolazioni studiate, ed il valore 3 che indica un accrescimento isometrico: il t – test non ha evidenziato differenze significative tra i due valori ($p = 0.051$).

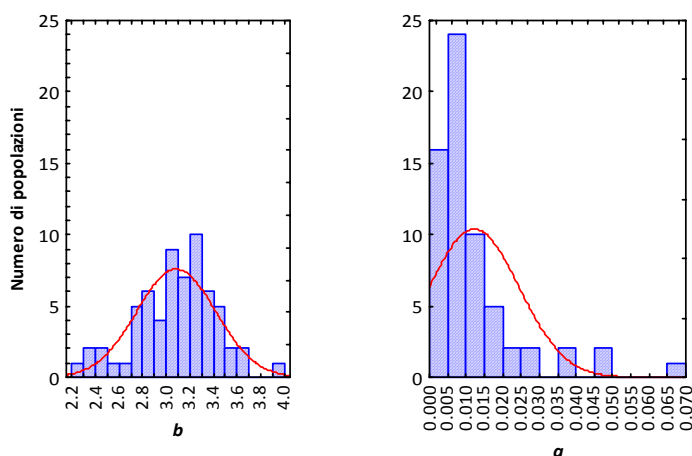


Figura 6.2.21 – Distribuzione di frequenza dei parametri a e b della relazione lunghezza – peso nel campione complessivo del vairone.

Il test W di Shapiro – Wilk, utilizzato per verificare la normalità della distribuzione delle frequenze del coefficiente di regressione, permette di accogliere questa ipotesi ($W = 0.974$; $p = 0.204$).

Per quanto riguarda il parametro a , varia da un minimo di 0.001 ad un massimo di 0.068, con un valore medio pari a 0.012. Anche in questo caso la distribuzione risulta abbastanza ampia: il 90% dei valori sono compresi nell'intervallo 0.003 – 0.038 (Figura 6.2.21). Rispetto ad una distribuzione normale, i valori più bassi di a presentano frequenze più elevate ed il test W di Shapiro – Wilk rigetta l'ipotesi di normalità ($W = 0.690$, $p = 0.000$).

La regressione lineare tra i valori del $\log_{10}a$ in funzione del coefficiente di regressione b evidenzia la relazione negativa esistente tra i due parametri della RLP (Figura 6.2.22) e permette di individuare eventuali popolazioni *outlier* che non si allineano lungo la retta di regressione. In modo da poter confrontare l'accrescimento del vairone con quello di altre specie ittiche, nel grafico sono riportati anche i valori del $\log_{10}a$ e del coefficiente di regressione b relativi a 3240 popolazioni appartenenti a 1207 specie diverse, contenuti nell'archivio di FISHBASE (Froese e Pauly, 2010).

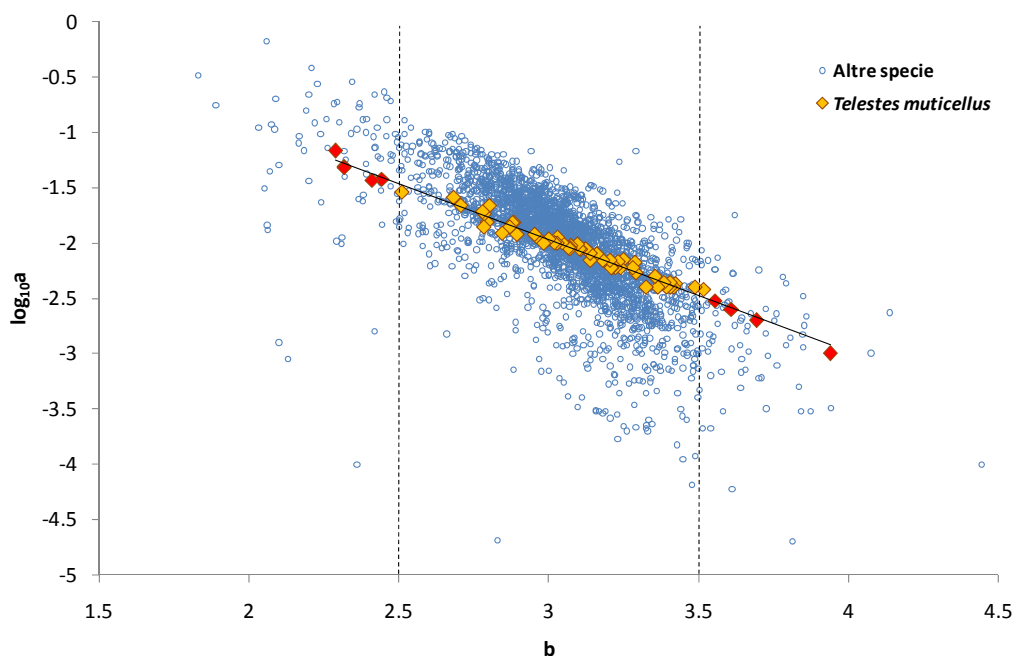


Figura 6.2.22 – Regressione lineare del $\log_{10}a$ in funzione di b nel campione complessivo del vairone (in rosso sono rappresentate le popolazioni outlier o con valori di b al di fuori dell'intervallo 2.5 – 3.5).

La regressione lineare tra il $\log_{10}a$ in funzione di b mostra l'assenza di popolazioni *outlier* in quanto tutte si allineano sulla retta di regressione avente equazione pari a $\log_{10}a = -1.007b + 1.051$ ($r^2 = 0.982$; $r = -0.991$; $p = 0.000$). L'analisi del coefficiente di regressione, invece, evidenzia la presenza di 5 popolazioni con valori di b inferiori a 2.5, mentre in 4 di esse tale parametro risulta superiore a 3.5 (Figura 6.2.22).

Eliminando queste 9 popolazioni dalle successive analisi, il campione utilizzato per sviluppare le curve di riferimento per la regressione lunghezza – peso del vairone risulta costituito da 55 popolazioni e 6667 individui. In queste popolazioni i valori del parametro a oscillano tra 0.004 e 0.029, con una media pari a 0.010; il parametro b , invece, presenta un valore medio di 3.11 con un intervallo di variazione compreso tra 2.51 e 3.52. La varianza spiegata nelle singole regressioni risulta sempre molto elevata e ciò documenta la validità del modello adottato; i valori di r^2 , infatti, variano da un minimo di 85.1% ad un massimo di 98.7%.

La tabella 6.2.14 riporta la statistica descrittiva del peso per intervalli di lunghezza di 1 cm, calcolato utilizzando l'equazione della RLP di ciascuna popolazione considerata, in un

LT (cm)	Popolazioni	Peso (P) (g)						Deviazione Standard
		Media	Mediana	Minimo	Massimo	25° Percentile	75° Percentile	
1	55	0.010	0.009	0.004	0.029	0.006	0.012	0.006
2	55	0.078	0.076	0.040	0.167	0.055	0.089	0.032
3	55	0.268	0.264	0.154	0.496	0.204	0.297	0.081
4	55	0.644	0.638	0.401	1.072	0.522	0.698	0.153
5	55	1.276	1.265	0.842	1.992	1.093	1.363	0.242
6	55	2.235	2.221	1.544	3.320	1.989	2.395	0.345
7	55	3.596	3.571	2.577	5.114	3.277	3.780	0.465
8	55	5.435	5.403	4.017	7.435	5.000	5.683	0.614
9	55	7.828	7.890	5.942	10.342	7.219	8.369	0.818
10	55	10.857	10.900	8.435	13.895	10.164	11.564	1.117
11	55	14.603	14.508	11.101	18.149	13.643	15.553	1.552
12	55	19.148	19.206	14.144	23.640	18.000	20.754	2.166
13	55	24.577	24.658	17.674	31.322	22.802	26.743	2.996
14	55	30.976	30.905	21.724	40.644	28.650	33.485	4.081
15	55	38.433	38.465	26.035	51.800	35.660	41.876	5.460
16	55	47.034	46.841	30.616	64.993	43.147	51.864	7.174
17	55	56.871	56.337	35.650	80.432	51.606	61.907	9.264
18	55	68.034	67.046	41.152	98.332	60.834	75.208	11.774
19	55	80.616	79.893	47.136	118.916	71.671	88.992	14.749
20	55	94.708	94.578	53.615	142.415	84.466	104.305	18.237

Tabella 6.2.14 – Statistica descrittiva dei pesi calcolati ad intervalli di lunghezza di 1 cm nel campione utilizzato per sviluppare il modello di riferimento della relazione lunghezza – peso per il vairone.

range di lunghezza compreso tra 1 e 20 cm. Il 25° percentile, il 75° percentile e la mediana del peso corrispondente alle diverse categorie di lunghezza sono stati utilizzati come soglie per costruire le curve di riferimento per la RLP del vairone mostrate nella figura 6.2.23, mentre la tabella 6.2.15 riporta le corrispondenti equazioni.

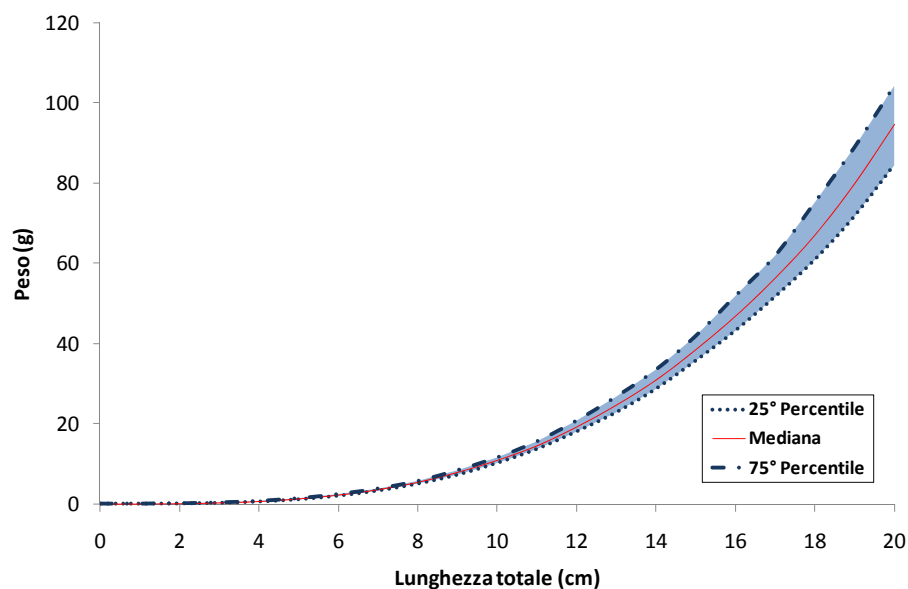


Figura 6.2.23 – Curve di riferimento della relazione lunghezza – peso per il vairone (l'area compresa tra il 25° ed il 75° percentile indica lo standard tipico della specie).

	Equazioni	Fattore forma ($a_{3.0}$)
25° Percentile	$P = 0.0063 LT^{-3.1932}$ ($R^2 = 0.9998$)	0.0072
Mediana	$P = 0.0088 LT^{-3.0931}$ ($R^2 = 1.0000$)	0.0113
75° Percentile	$P = 0.0106 LT^{-3.0505}$ ($R^2 = 0.9998$)	0.0122

Tabella 6.2.15 – Equazioni di riferimento per la relazione lunghezza - peso del vairone ed il corrispondente valore del fattore forma.

L'equazione della retta di regressione tra i valori del $\log_{10}a$ in funzione di b , relativa alle 55 popolazioni di vairone utilizzate per sviluppare le RLP di riferimento dopo la fase di validazione dei dati, è uguale a $\log_{10}a = -0.982b + 0.979$ ($r^2 = 0.962$, $r = -0.981$; $p = 0.000$). Per

ciascuna popolazione, la pendenza di questa retta, che risulta pari a -0.982, è stata utilizzata per determinare il corrispondente fattore forma.

Nelle popolazioni analizzate tale indice ($a_{3,0}$) varia da un minimo di 0.0083 ad un massimo di 0.0140, con un valore medio pari a 0.0108.

I valori di ($a_{3,0}$) ottenuti nelle singole popolazioni sono stati confrontati con quelli riportati in Froese (2006) che riguardano 1316 specie ittiche diverse, raggruppate in base alla forma del loro corpo (Figura 6.2.24). Sulla base di questi dati si può osservare che le popolazioni di vairone del bacino del Tevere (mediana = 0.0109; 5° - 95° percentile = 0.0087 - 0.0127; 95% I.C. = 0.0105 - 0.0111) si pongono in una posizione intermedia tra le specie aventi forma allungata (mediana = 0.0084; 5° - 95° percentile = 0.0029 - 0.0178; 95% I.C. = 0.0077 - 0.0091) e quelle fusiformi (mediana = 0.0137; 5° - 95° percentile = 0.0061 - 0.0240; 95% I.C. = 0.0131 - 0.0140).

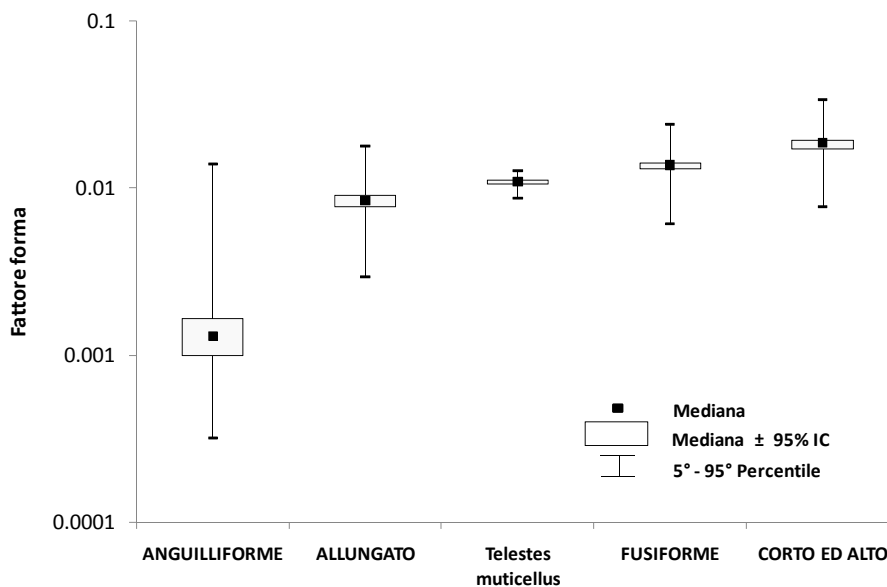


Figura 6.2.24 – Fattore forma del vairone.

Allo scopo di definire, anche per il parametro $a_{3,0}$, delle soglie di riferimento utili a valutare la forma del corpo degli esemplari di popolazioni diverse, la pendenza della retta di regressione precedentemente calcolata ($S = 0.982$) è stata utilizzata per calcolare, per ciascuna delle equazioni contenute nella tabella 6.2.15 che rappresentano gli standard di riferimento per la RLP del vairone, il valore di $a_{3,0}$. Tali valori costituiscono le soglie di riferimento che permettono di valutare la forma degli esemplari di una data popolazione di vairone: se il valore

di $a_{3,0}$ cade all'interno dell'intervallo 0.0072 - 0.0122 la forma degli individui rientra negli standard della specie; per valori di $a_{3,0}$ inferiori a 0.0072 i pesci presentano una forma più allungata rispetto agli standard della specie, mentre se è superiore a 0.0122 la loro forma risulta più tozza.

I valori di riferimento del fattore forma così ottenuti (Tabella 6.2.15) sono stati applicati alle 55 popolazioni di vairone che costituiscono il campione analizzato. Da tale analisi emerge che in nessuna popolazione il valore di $a_{3,0}$ risulta inferiore alle soglie di riferimento, in 49 casi (89% del totale) il fattore forma rientra nei limiti tipici della specie, mentre in sole 6 popolazioni (11% del totale) il valore di $a_{3,0}$ è superiore a 0.0122 e, quindi, gli esemplari presentano un corpo più tozzo rispetto alla norma.

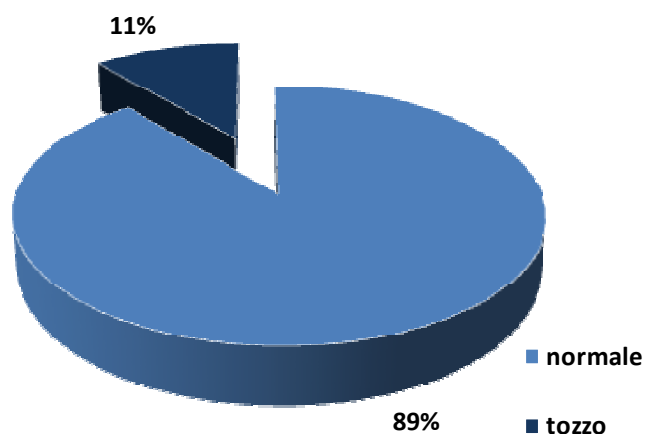


Figura 6.2.25 – Percentuale del numero di popolazioni di vairone suddivise per forma del corpo in base ai valori di riferimento del parametro $a_{3,0}$.

CAPITOLO 6. RISULTATI

6.3. PROPORTIONAL STOCK DENSITY (PSD)

6.3.1 - TROTA FARIO *Salmo (trutta) trutta* Linnaeus, 1758

Il campione utilizzato per sviluppare ed analizzare gli indici di struttura della trota fario è costituito da 35256 esemplari provenienti da 271 popolazioni. La lunghezza delle trote analizzate presenta un valore medio pari a 15.65 cm e varia da un minimo di 2.50 cm ad un massimo di 60.00 cm (Figura 6.3.1); tale valore (LT_{max}) è stato utilizzato per definire le soglie per le diverse categorie di taglia che servono per il calcolo dell'RSD (*Relative Stock Density*) seguendo il metodo di Gabelhouse (1984) (Metodo 1). Tale metodo definisce le soglie per il calcolo dell'RSD sulla base della lunghezza massima rilevata a livello mondiale, che per *Salmo trutta* dovrebbe essere, secondo quanto riportato in FISHBASE (Froese e Pauly, 2010), 140 cm; questo valore di riferimento sembra, però, eccessivo per la specie in esame nell'Italia Centrale. Per tale motivo, per il calcolo delle classi di lunghezza per ciascuna delle cinque categorie di taglia previste è stata utilizzata la lunghezza massima presente nel set di dati per l'area indagata. La tabella 6.3.1 riporta i valori di riferimento delle categorie di taglia per il calcolo dell'RSD ottenute utilizzando il Metodo 1.

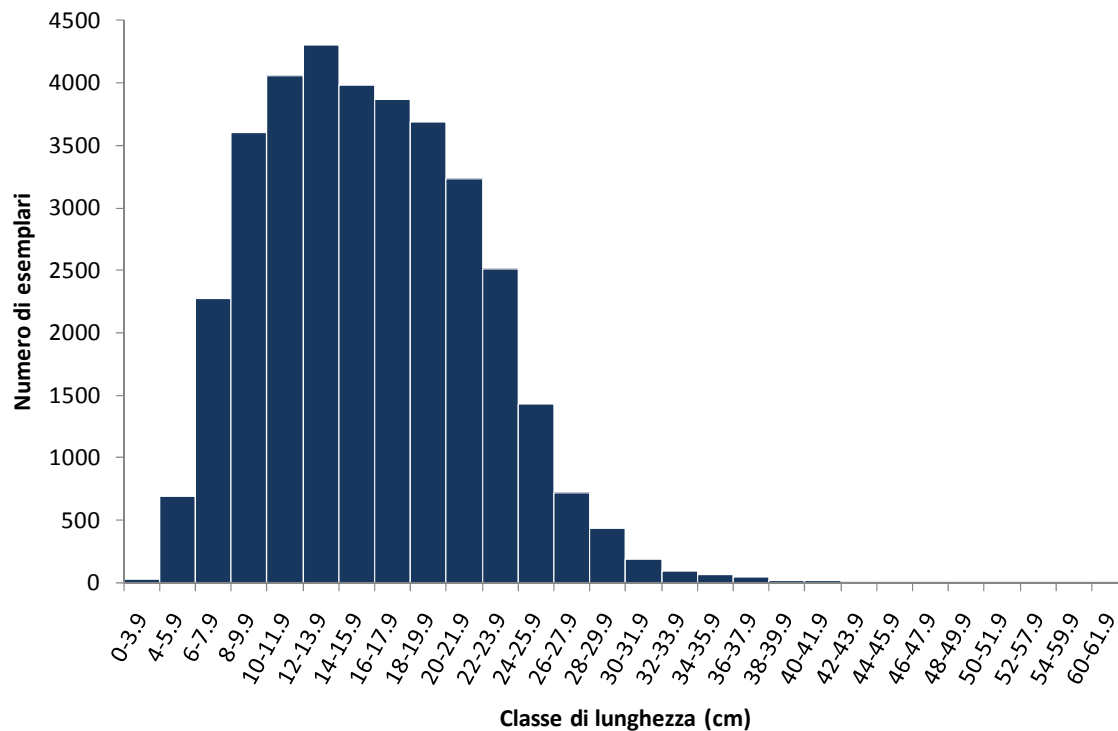


Figura 6.3.1 – Composizione in lunghezza del campione complessivo della trota fario.

Categoria	% di LT_{max} (60.0 cm)	Classi di lunghezza basate sulle % di LT_{max}	Lunghezza di riferimento
Stock (S)	20 – 26%	12.0 - 15.6 cm	14 cm
Quality (Q)	36 – 41%	21.6 - 24.6 cm	23 cm
Preferred (P)	45 – 55%	27.0 - 33.0 cm	30 cm
Memorable (M)	59 – 64%	35.4 - 38.4 cm	37 cm
Trophy (T)	74 – 80%	44.4 - 48.0 cm	46 cm

Tabella 6.3.1 – Metodo 1: valori di riferimento per il calcolo dell’RSD della trota fario.

In accordo con Gassner et al. (2003), la procedura alternativa per la determinazione delle soglie minime di ciascuna categoria di taglia che serve al calcolo dell’RSD è quella seguita nel Metodo 2. In questo caso sono state utilizzate come grandezze di riferimento due parametri biologici:

- 1) la lunghezza asintotica (L_{∞}) espressa come media dei valori rilevati nell’area indagata applicando l’equazione di von Bertalanffy alle singole popolazioni (Paragrafo 6.1.1);
- 2) la lunghezza a cui la specie raggiunge la maturità sessuale, quest’ultima calcolata mediante la formula proposta da Froese e Binohlan (2000).

I valori di tali parametri nell’area indagata risultano pari, rispettivamente, a 44.00 cm e 24.97 cm. In relazione alla lunghezza alla maturità, il valore calcolato secondo l’equazione di Froese e Binohlan (2000) sembra, però, troppo elevato per l’area indagata; precedenti ricerche (Bicchi et al., 2010) hanno, infatti, evidenziato come, nel bacino del fiume Tevere, la trota fario raggiunga la maturità sessuale a circa 15 cm di lunghezza.

La tabella 6.3.2 riporta le soglie necessarie per il calcolo dell’RSD utilizzando questi due parametri.

Categoria	Equazioni utilizzate per il calcolo delle soglie	Lunghezza di riferimento
Stock (S)	$(S) = Q - ((T - Q)/3)$	22 cm
Quality (Q)	$(Q) = 24.97$	25 cm
Preferred (P)	$(P) = Q + ((T - Q)/3)$	28 cm
Memorable (M)	$(M) = Q + (((T - Q)/3) \times 2)$	32 cm
Trophy (T)	$(T) = 44.00 \times 0.8$	35 cm

Tabella 6.3.2 – Metodo 2: valori di riferimento per il calcolo dell’RSD della trota fario.

L'analisi delle lunghezze di riferimento per le diverse categorie di taglia riportate nelle tabelle 6.3.1-2 mostra delle sensibili differenze tra i due metodi che riguardano soprattutto la taglia *stock*, con il Metodo 1 che restituisce un valore notevolmente più basso rispetto al Metodo 2; per quanto riguarda la categoria *quality*, invece, i valori sono abbastanza simili. Come verrà in seguito evidenziato, tali differenze determinano valori diversi di PSD nei due metodi.

Allo scopo di valutare quale metodo descriva meglio la struttura delle popolazioni di trota fario, i valori di riferimento per la taglia *stock* e *quality* sono state applicate al campione precedentemente descritto (271 popolazioni; 35256 esemplari) e calcolato il corrispondente PSD (*Proportional Stock Density*).

I risultati mostrano che la scelta del metodo è determinante nel condizionare il giudizio che l'indice fornisce sulla qualità della struttura di popolazione: l'applicazione al campione complessivo del Metodo 1 determina un valore di PSD pari a 20; con il Metodo 2, invece, il PSD risulta nettamente più elevato e pari a 39. Il confronto effettuato mediante il test del χ^2 , evidenzia come i due valori siano significativamente differenti tra loro ($T = 866.37$; $p < 0.05$). Il PSD calcolato con il Metodo 1 giudica il campione analizzato sbilanciato per un eccesso di esemplari di piccola taglia, in quanto il suo valore risulta inferiore a 35; secondo il Metodo 2, il campione risulta ben strutturato in quanto il corrispondente valore di PSD è compreso tra 35 e 65 (Gabelhouse, 1984; Willis et al., 1993; Gassner et al., 2003). Questo risultato sembra dovuto al fatto che le soglie per la lunghezza *stock* e *quality* calcolate con il Metodo 2 sono molto simili (*stock* = 22 cm; *quality* = 25 cm); in tal modo il numero di pesci superiore alla taglia *stock* risulta molto vicino a quello della taglia *quality*, determinando valori elevati di PSD in molte popolazioni. Al contrario, le soglie calcolate con il Metodo 1 sono più distanti (*stock* = 14 cm; *quality* = 23 cm) e, quindi, la differenza tra il numero di pesci superiore alla taglia *stock* e quello superiore alla taglia *quality* risulta maggiore.

Le soglie per le taglie *stock* e *quality* sono state applicate anche alle singole popolazioni che compongono il campione complessivo. Utilizzando il Metodo 1, il calcolo del PSD è stato possibile per tutte le 271 popolazioni analizzate, mentre con il Metodo 2 per 19 popolazioni (7.0% del totale) ciò non è stato possibile: in esse tutti gli esemplari risultavano di dimensioni inferiori alla taglia *stock*. Per tale motivo il campione utilizzato nelle successive analisi per la valutazione del Metodo 2 risulta costituito da 252 popolazioni e 34592 esemplari, mentre quello per il Metodo 1 rimane inalterato.

Dall'analisi di questi dati emerge che l'applicazione del Metodo 2 determina, rispetto al Metodo 1, una taglia *stock* nettamente più elevata e da ciò ne deriva una maggiore probabilità

che, per una determinata popolazione, il PSD non possa essere calcolato per l'assenza di esemplari al di sopra della soglia limite.

Sulle 252 popolazioni per le quali è stato possibile effettuare il confronto, nel 32.5% dei casi (82 popolazioni) i valori di PSD calcolati con i due metodi differiscono tra di loro in maniera significativa ($T > 3.841$; $p > 0.05$): nel 6.1% dei casi (5 popolazioni su 82) il PSD calcolato con il Metodo 1 risulta maggiore di quello calcolato con il Metodo 2, mentre in 77 popolazioni su 82 (93.9% del totale) il Metodo 2 restituisce valori di PSD superiori al Metodo 1.

La dimensione del campione assume una notevole importanza quando si usano questi indici: un campione troppo esiguo determina una stima del PSD altamente imprecisa, con dei limiti fiduciali eccessivamente ampi (Gustafson, 1988) e, di conseguenza, l'analisi diviene poco attendibile. Per determinare se il campione degli esemplari catturati per ciascuna popolazione risulti sufficientemente ampio ai fini di una determinazione attendibile dei valori di PSD, sono state utilizzate le tabelle per la stima degli intervalli di confidenza sviluppate da Gustafson (1988). Queste tabelle, per un dato valore di PSD, riportano il numero minimo di esemplari di taglia *stock* necessario al calcolo dei limiti fiduciali (Tabella 5.2).

Applicando tali tabelle ai valori di PSD ottenuti con il Metodo 1 risulta che, su 271 popolazioni analizzate, 111 (pari al 40.96% del totale) presentano un numero di esemplari di dimensioni superiori alla taglia *stock* insufficiente ad avere valori di PSD attendibili. Se si analizzano i valori del PSD calcolato con il Metodo 1 e le dimensioni delle rispettive popolazioni (figura 6.3.2) è evidente che, per popolazioni con un numero di esemplari di taglia *stock* inferiore a 10, i valori di PSD non risultano mai attendibili, la percentuale di dati affidabili rimane ancora molto bassa (6.52%) nel caso in cui le popolazioni risultano costituite da un numero di esemplari *stock* compreso tra 10 e 19, sale al 37.04% quando questi sono compresi tra 20 e 29, mentre varia tra il 50 ed il 65% se gli esemplari di taglia *stock* sono compresi tra 30 e 69; quando le popolazioni presentano un numero di individui *stock* superiore a 70, invece, nel 92 % dei casi i valori di PSD calcolati con il Metodo 1 risultano attendibili.

Per quanto riguarda il Metodo 2, su un totale di 252 popolazioni, quelle che presentano un campione insufficiente risultano pari a 154 cioè il 61.11% del totale.

L'esame della validità dei valori del PSD in base alle dimensioni delle popolazioni (Figura 6.3.3) mostra come, anche nel caso del Metodo 2, su un totale di 252 popolazioni tutte quelle con un numero di esemplari di taglia *stock* inferiore a 10 presentino valori di PSD non attendibile (114 popolazioni); nel caso in cui gli esemplari *stock* siano compresi tra 10 e 19 i valori validi risultano 10 su 45 pari al 22.22%, ma tale percentuale sale repentinamente e varia tra l'86.36% e il 90.48% quando le popolazioni sono costituite da un numero di esemplari di

6.3 Proportional Stock Density (PSD)

dimensioni uguali o superiori alla taglia stock compreso tra 20 e 39. Infine, in tutte le popolazioni in cui le trote di dimensioni stock superano i 40 individui i valori di PSD risultano validi.

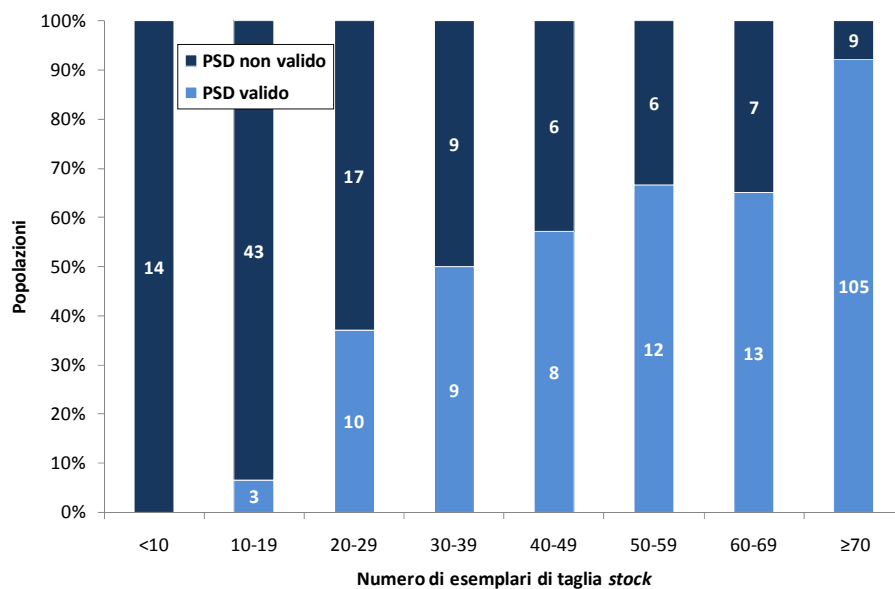


Figura 6.3.2 – Metodo 1: validità dei valori di PSD sulla base delle dimensioni delle popolazioni della trota fario. (Al centro delle colonne dell'istogramma è riportato il numero delle popolazioni).

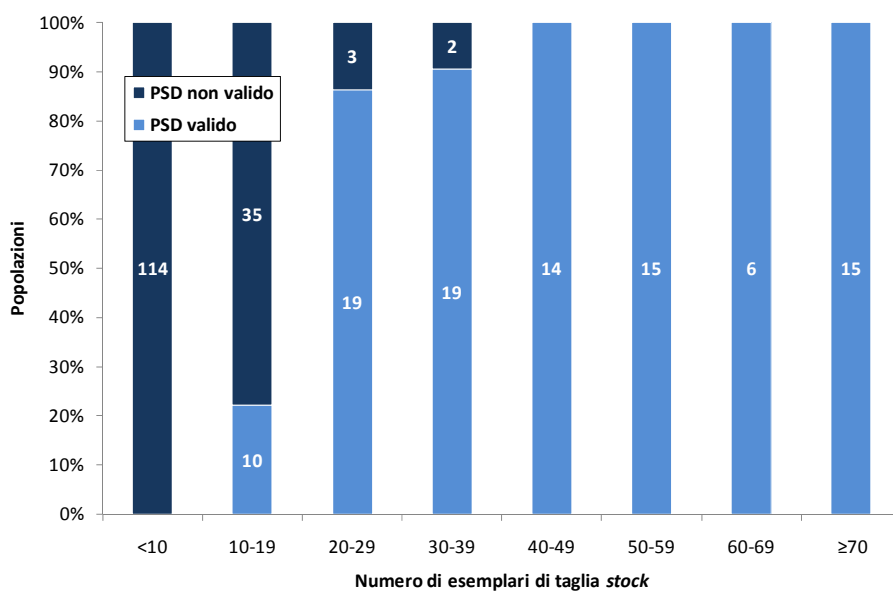


Figura 6.3.3 – Metodo 2: validità dei valori di PSD sulla base delle dimensioni delle popolazioni della trota fario. (Al centro delle colonne dell'istogramma è riportato il numero delle popolazioni).

Tutte le popolazioni che, in base al corrispondente valore di PSD, sono risultate composte da un numero insufficiente di individui con dimensioni pari o superiori alla taglia *stock* sono state escluse dalle successive analisi. Pertanto, a seguito di questa fase di validazione dei dati, il campione utilizzato per valutare il Metodo 1 risulta costituito da 160 popolazioni per un numero complessivo di esemplari pari a 29070, mentre per valutare il Metodo 2 sono state analizzate 98 popolazioni e 20168 individui.

Questi risultati evidenziano che l'utilizzo del Metodo 2 determina una maggiore probabilità che il PSD calcolato sia poco attendibile a causa di un numero insufficiente di esemplari di taglia *stock* e, quindi, l'applicazione di tale metodo richiede un maggiore sforzo di campionamento.

Utilizzando i valori di PSD calcolati con entrambi i metodi nelle popolazioni rimanenti dopo questa fase di validazione, è stata condotta un'analisi di statistica descrittiva i cui risultati sono riportati nella tabella 6.3.3.

	Popolazioni	Media	Mediana	Minimo	Massimo	Deviazione Standard
Metodo 1	160	25.70	23.95	0.00	80.65	14.90
Metodo 2	98	39.36	38.89	17.24	75.68	11.29

Tabella 6.3.3 – Statistica descrittiva dei valori di PSD calcolati con entrambi i metodi.

I valori di PSD, calcolati con il Metodo 1 nelle singole popolazioni, variano da un minimo di 0 ad un massimo di 80.65, con un valore medio pari a 25.70; il PSD stimato con il Metodo 2, invece, presenta una media pari a 39.36 ed i valori oscillano tra 17.24 e 75.68. Il confronto effettuato mediante il Mann – Whitney U test rileva che le differenze tra i valori medi del PSD calcolati con entrambi i metodi risultano altamente significative dal punto di vista statistico ($Z = 7.352$; $p = 0.000$) (Figura 6.3.4). Utilizzando il Metodo 2, il valore medio ottenuto ricade all'interno dell'intervallo ottimale 35 – 65 (Gabelhouse, 1984; Willis et al., 1993; Gassner et al., 2003) e le popolazioni di trota fario, risultano, quindi, più equilibrate rispetto al Metodo 1; secondo quest'ultimo, le popolazioni analizzate, in media, presentano una struttura molto sbilanciata a favore degli esemplari di piccola taglia. Tale risultato è confermato dall'analisi successiva.

Andando a valutare i risultati ottenuti nelle singole popolazioni e sulla base del range dei valori di PSD che definiscono una popolazione bilanciata ($35 \leq \text{PSD} \leq 65$), è possibile, infatti, osservare che con il Metodo 1 le popolazioni che presentano un PSD compreso tra 35 e 65 risultano 39 su 160 (24.38% del totale); quelle i cui valori di PSD sono inferiori a 35 e che,

quindi, possono essere considerate costituite principalmente da esemplari di piccole dimensioni sono 120 (75.00% del totale), mentre solamente una popolazione presenta il PSD superiore a 65 (0.63% del totale) (Figura 6.3.5) e, quindi, con una struttura poco equilibrata per un eccesso di esemplari di grande taglia.

Relativamente al Metodo 2, invece, le popolazioni che possono essere considerate bilanciate ($35 \leq PSD \leq 65$) sono 62 su 98 (63.27% del totale), quelle con valori di PSD inferiore a 35 rappresentano il 33.67% del totale (33 su 98), mentre le popolazioni sbilanciate a favore degli esemplari di grossa taglia ($PSD > 65$) sono solamente 3 e costituiscono il 3.06% del totale. Da questa analisi risulta evidente come il Metodo 2 fornisca una valutazione lievemente più articolata sulla qualità della struttura delle singole popolazioni analizzate, ma tende anche a sopravvalutare il valore del PSD, rispetto al Metodo 1, nel quale la gran parte delle popolazioni (75% del totale) risultano costituite da esemplari di piccola taglia.

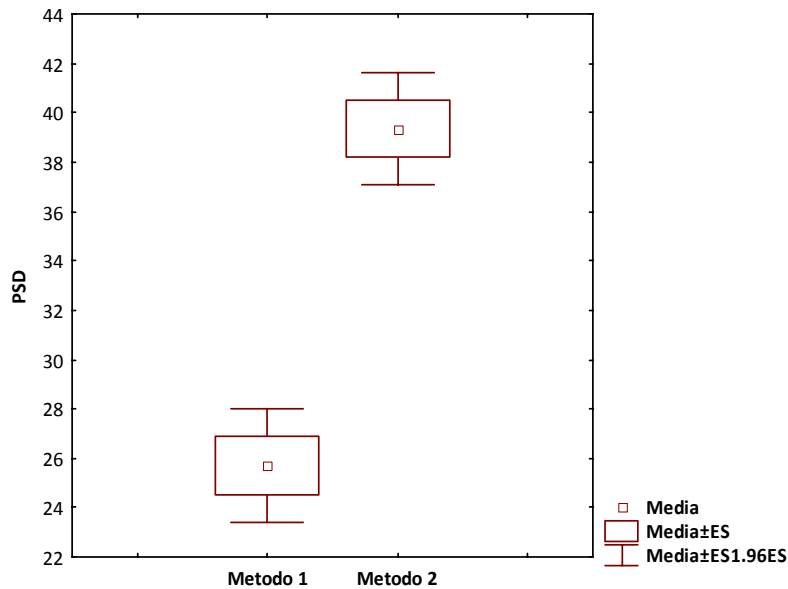


Figura 6.3.4 – Confronto tra i valori medi del PSD calcolato con entrambi i metodi.

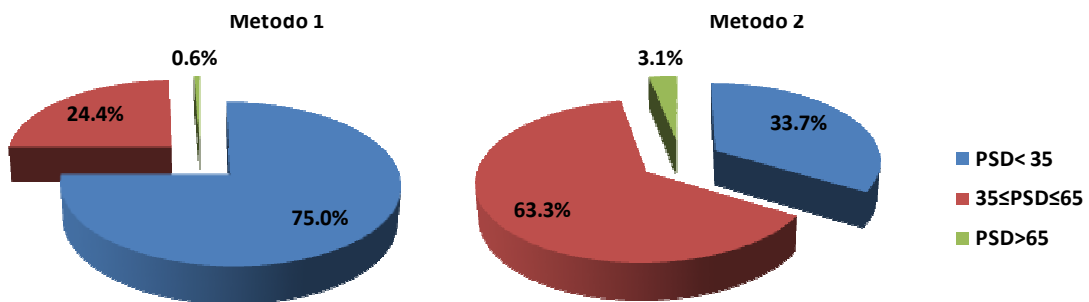


Figura 6.3.5 – Percentuali delle popolazioni di trota suddivise sulla base dai valori di PSD calcolati con entrambi i metodi.

La capacità che il PSD ha di variare in funzione della taglia degli individui che costituiscono il campione è stata analizzata mediante la regressione lineare tra la lunghezza media degli esemplari di ciascuna popolazione e i corrispondenti valori di PSD. Anche questa analisi è stata effettuata per valutare l'efficacia dei due metodi nell'evidenziare le differenze nella composizione in taglia delle popolazioni studiate: all'aumentare delle dimensioni degli esemplari che compongono una popolazione il PSD dovrebbe aumentare (Guy e Willis, 1991, Willis e Scalet, 1989, Carline et al., 1984). I risultati di tale analisi sono riportati nella tabella 6.3.4 e nella figura 6.3.6.

ANCOVA	Metodo 1	Metodo 2
F = 58.718 p = 0.000	$PSD = -18.09 + 2.57 LT$ $r^2 = 0.231$; $r = 0.481$; $p = 0.000$	$PSD = 50.52 - 0.64 LT$ $r^2 = 0.023$; $r = -0.152$; $p = 0.134$

Tabella 6.3.4 – Analisi di regressione lineare LT – PSD della trota fario.

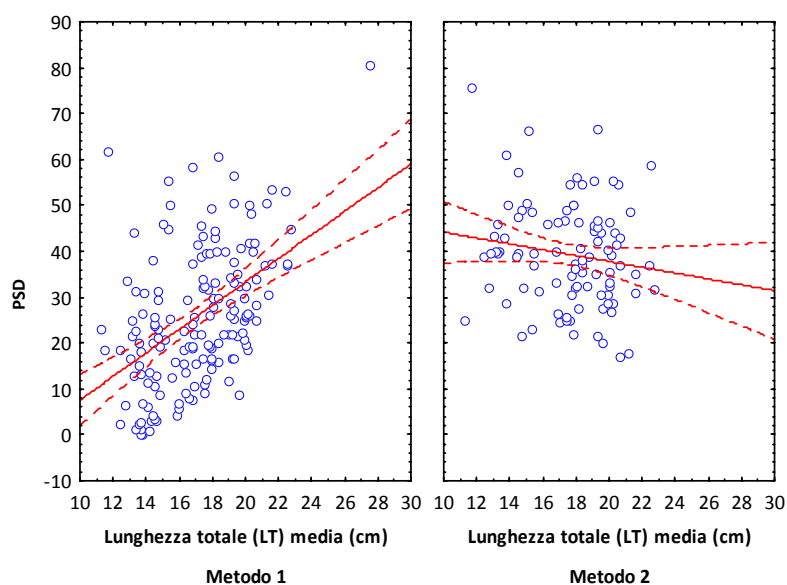


Figura 6.3.6 – Relazione tra la lunghezza degli esemplari di ciascuna popolazione e i corrispondenti valori di PSD della trota fario.

Per quanto riguarda il Metodo 1 l'analisi evidenzia una relazione positiva ed altamente significativa dal punto di vista statistico tra le dimensioni medie degli esemplari delle singole popolazioni ed i valori del PSD, per cui il PSD aumenta al crescere della taglia media degli

esemplari. Per quanto concerne il Metodo 2, invece, non emerge nessuna relazione statisticamente significativa tra questi due parametri.

Per verificare se esistono delle differenze nelle regressioni calcolate nei due metodi è stato effettuato un confronto mediante l'analisi della covarianza, utilizzando come variabile dipendente il PSD e come covariata la lunghezza media degli esemplari: a parità di lunghezza (17.23 cm), la media aggiustata del PSD calcolato con il Metodo 1 (25.97) risulta inferiore a quella del Metodo 2 (38.91) e le differenze tra le due medie risultano altamente significative dal punto di vista statistico ($F = 58.718$; $p = 0.000$) (Figura 6.3.7). Da tale analisi risulta evidente come il PSD calcolato con Metodo 1 sia più sensibile alle variazioni della taglia media degli esemplari delle singole popolazioni. Ancora una volta emerge, inoltre, come il Metodo 2 sovrastimi il valore medio del PSD rispetto al Metodo 1: nel primo caso il valore rilevato indicherebbe la presenza di una struttura ben equilibrata in quanto la media cade all'interno del range ottimale di 35 – 65; al contrario, per il Metodo 1 il campione sembrerebbe caratterizzarsi per un eccesso di esemplari di piccola taglia.

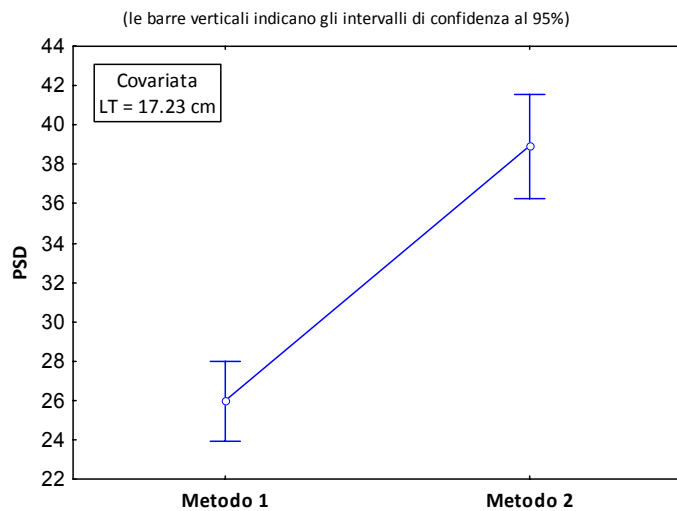


Figura 6.3.7 – Analisi della covarianza: confronto tra le medie aggiustate del PSD nei due metodi.

Le differenze che emergono tra i due metodi divengono ancora più evidenti quando le popolazioni esaminate vengono separate per tipologia gestionale del corso d'acqua in cui vivono (bandita di pesca, no kill e pesca tradizionale). Nel campione utilizzato per il Metodo 1, (160 popolazioni, 29070 individui), le popolazioni in cui la pesca è bandita presentano esemplari con una lunghezza media pari a 14.71 cm ed i valori oscillano tra 2.5 cm e 43.8 cm;

quelle dove la pesca avviene con metodi tradizionali le trote raggiungono mediamente i 15.57 cm, con un minimo pari a 3.4 cm ed un massimo di 58 cm; nelle aree no kill le dimensioni degli esemplari variano da 3.4 cm a 60.0 cm, con un valore medio pari a 18.10 cm (Tabella 6.3.5). All'analisi della varianza (ANOVA) il confronto tra le lunghezze medie degli esemplari nelle tre tipologie gestionali (Figura 6.3.8) risultano altamente significative ($F = 659.53$; $p = 0.000$).

	Popolazioni	Esemplari	Media	Mediana	Minimo	Massimo	Deviazione Standard
Bandita	36	7340	14.71	13.80	2.50	43.80	6.13
Tradizionale	85	14489	15.57	15.20	3.40	58.00	5.73
No kill	39	7241	18.10	19.00	3.40	60.00	6.22

Tabella 6.3.5 – Metodo 1: statistica descrittiva della lunghezza totale degli esemplari di trota fario nel campione disaggregato per tipologia gestionale.

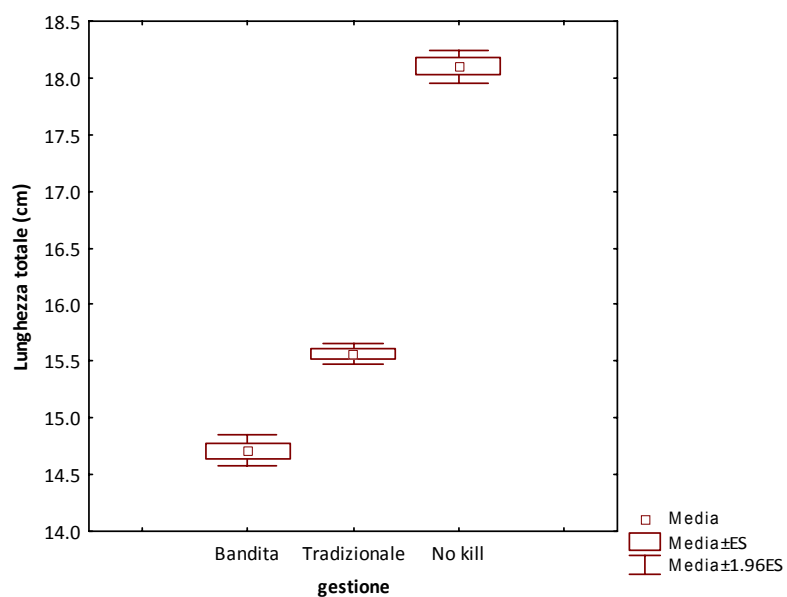


Figura 6.3.8 – Metodo 1: confronto tra i valori medi della lunghezza totale della trota fario nel campione disaggregato per tipologia gestionale.

Per quanto riguarda il Metodo 2, nelle bandite di pesca le trote presentano una lunghezza media pari a 14.63 cm, con i valori che oscillano tra 3.0 cm e 43.8 cm; nelle popolazioni sottoposte a pesca tradizionale il valore medio della lunghezza risulta 16.16 cm e le dimensioni degli esemplari sono comprese tra 3.9 cm e 58.0 cm; nei tratti fluviali con

gestione no kill la taglia media è pari a 18.21 cm, con un minimo di 3.4 cm ed un massimo di 60 cm (Tabella 6.3.6). Anche in questo caso, al test statistico dell'ANOVA le differenze tra le taglie medie degli esemplari nelle diverse categorie gestionali risultano altamente significative ($F = 498.44$; $p = 0.000$) (Figura 6.3.9).

	Popolazioni	Esemplari	Media	Mediana	Minimo	Massimo	Deviazione Standard
Bandita	19	5429	14.63	13.50	3.00	43.80	6.27
Tradizionale	45	8218	16.16	16.00	3.90	58.00	6.14
No kill	34	6530	18.21	19.40	3.40	60.00	6.36

Tabella 6.3.6 – Metodo 2: statistica descrittiva della lunghezza totale degli esemplari di trota fario nel campione disaggregato per tipologia gestionale.



Figura 6.3.9 – Metodo 2: confronto tra i valori medi della lunghezza totale della trota fario nel disaggregato per tipologia gestionale.

Le figure 6.3.10 - 11 mostrano rispettivamente gli istogrammi delle frequenze medie cumulate delle lunghezze nei campioni disaggregati per tipo di gestione ed utilizzati per analizzare i due metodi. La distribuzione delle lunghezze in entrambi i campioni risulta abbastanza simile; in tutti e due i casi le popolazioni in cui la pesca è bandita oppure gestita con metodi tradizionali risultano composte da esemplari più piccoli rispetto a quelle in cui la gestione è di tipo no kill. In queste ultime, infatti, gli esemplari di dimensioni inferiori alla taglia

6.3 Proportional Stock Density (PSD)

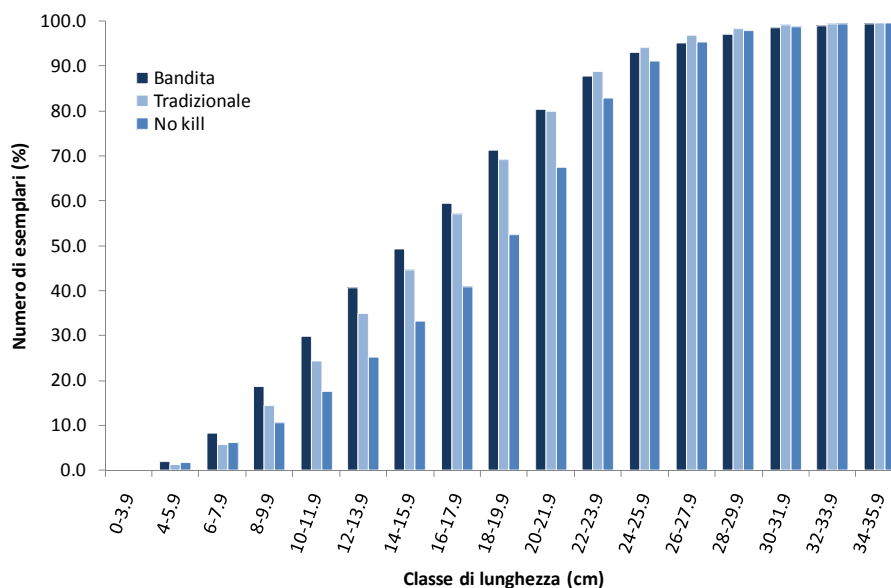


Figura 6.3.10 – Metodo 1: istogramma delle frequenze medie cumulate delle lunghezze della trota fario disaggregate per tipologia gestionale.

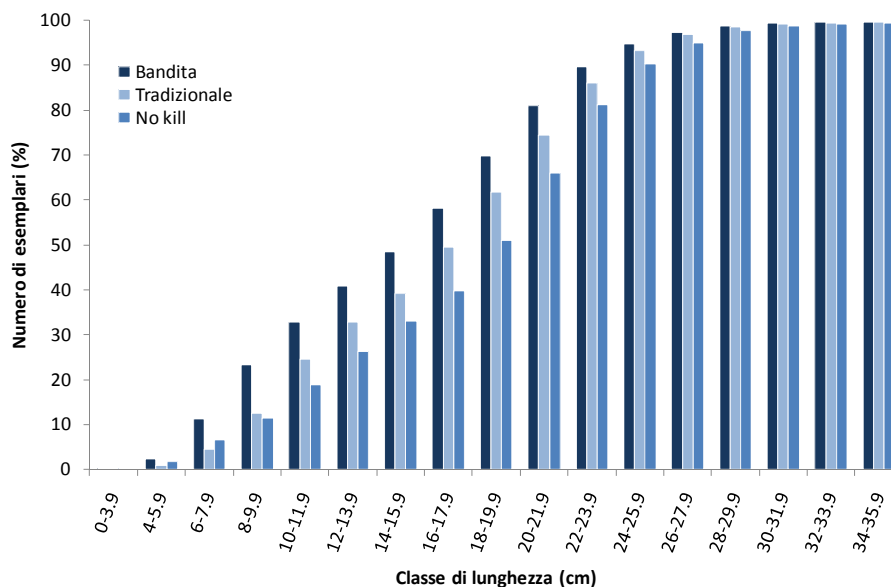


Figura 6.3.11 – Metodo 2: istogramma delle frequenze medie cumulate delle lunghezze della trota fario disaggregate per tipologia gestionale.

legale (22 cm) sono pari al 67.48% nel caso del data set del Metodo 1 e 65.95% per quanto riguarda il Metodo 2; nel caso del popolazioni gestite tradizionalmente le percentuali salgono rispettivamente al 79.96% e 74.50%, mentre nelle bandite di pesca le percentuali di trote con dimensioni inferiori ai 22 cm risultano 80.28% e 81.06%. Da questi risultati emerge che il tipo di gestione può influenzare la composizione in taglia delle popolazioni di trota. Nelle “bandite” l’assenza di mortalità dovuta alla pesca può determinare un aumento delle abbondanze tale da causare un incremento della competizione per le risorse ed una conseguente riduzione dei tassi di crescita e della taglia massima degli esemplari (Healey, 1978, 1980; Donald e Alger, 1989; Walter e Post, 1993). Inoltre, in molti casi le bandite di pesca sono localizzate in corsi d’acqua secondari, di piccole dimensioni, situati in aree montane e, quindi, poco produttivi.

Sebbene i campioni utilizzati per l’analisi dei due metodi siano abbastanza simili dal punto di vista della distribuzione delle lunghezze, l’analisi del PSD, al contrario, conduce a risultati differenti. La figura 6.3.12 riporta i valori medi del PSD calcolati con entrambi i metodi nelle popolazioni disaggregate per tipologia gestionale. Mediante il Metodo 1, i valori medi del PSD risultano pari a 22.30 per i tratti fluviali con gestione tradizionale, a 26.23 per le bandite di pesca e a 32.62 per il no kill. All’analisi della varianza le differenze tra i diversi metodi di gestione risultano altamente significative ($F = 6.92$; $p = 0.001$).

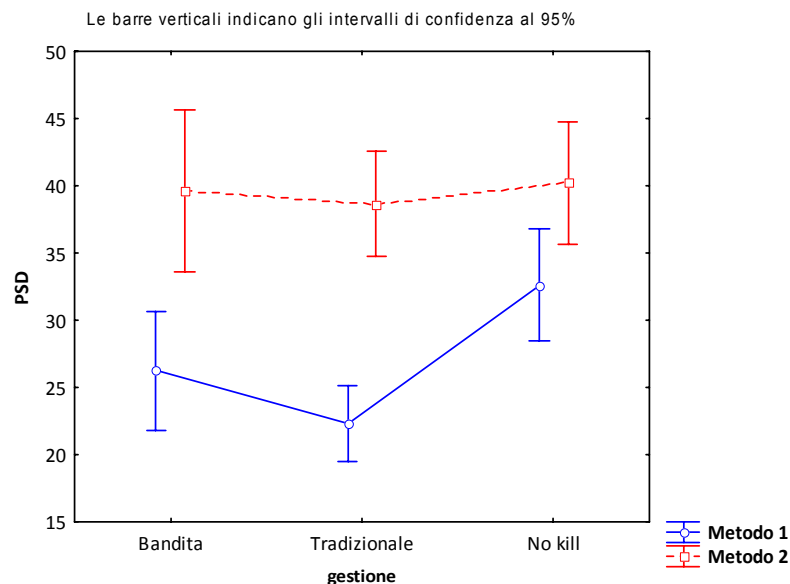


Figura 6.3.12 – Confronto tra i valori medi del PSD della trota fario calcolato con entrambi i metodi e disaggregato per tipologia gestionale.

Per quanto riguarda il Metodo 2, le bandite presentano un valore medio di PSD pari a 39.63, nelle popolazioni in cui la pesca è condotta con metodi tradizionali il PSD medio risulta 38.60, mentre nei settori no kill tale valore è pari a 40.21. In questo caso, al contrario del Metodo 1, ANOVA non ha evidenziato alcuna differenza significativa dal punto di vista statistico ($F = 0.20$; $p = 0.819$).

Anche in questo caso dall'analisi emerge come il PSD calcolato con il Metodo 1 risulti più sensibile, rispetto al Metodo 2, nell'evidenziare le differenze nella taglia dei campioni analizzati. Nel campione in cui il PSD è stato calcolato con il Metodo 1, infatti, a significative differenze nelle dimensioni medie degli esemplari sottoposti a tipi diversi di gestione corrispondono differenze significative nei valori medi di PSD. Nel campione utilizzato per il Metodo 2, invece, sebbene vi siano differenze significative nella taglia media degli esemplari appartenenti a categorie gestionali diverse, l'analisi dei corrispondenti valori di PSD non rileva tali differenze. Per essere efficace un metodo di analisi della struttura di una popolazione ittica deve essere in grado di possedere una sensibilità tale da rilevare le differenze esistenti nella composizione di un campione, come, ad esempio, quelle presenti negli istogrammi di frequenza delle popolazioni sottoposte a differenti modalità gestionali.

Nel caso della trota fario, tutte le analisi condotte sembrano concordi nel dimostrare la maggiore sensibilità, efficacia e capacità pratica di applicazione del Metodo 1 rispetto al 2.

6.3.2 – BARBO TIBERINO *Barbus tyberinus* Bonaparte, 1839

Per sviluppare gli indici di struttura del barbo tiberino sono stati analizzati 13708 esemplari provenienti da 211 popolazioni. La figura 6.3.13 mostra la composizione in lunghezza del campione. Gli esemplari esaminati presentano dimensioni medie pari a 15.79 cm e le lunghezze variano da un minimo di 2.0 cm ad un massimo di 50.2 cm. Tale valore è stato utilizzato per definire le soglie per le diverse categorie di taglia che servono per il calcolo dell'RSD secondo il Metodo 1 e la tabella 6.3.7 ne riporta i risultati.

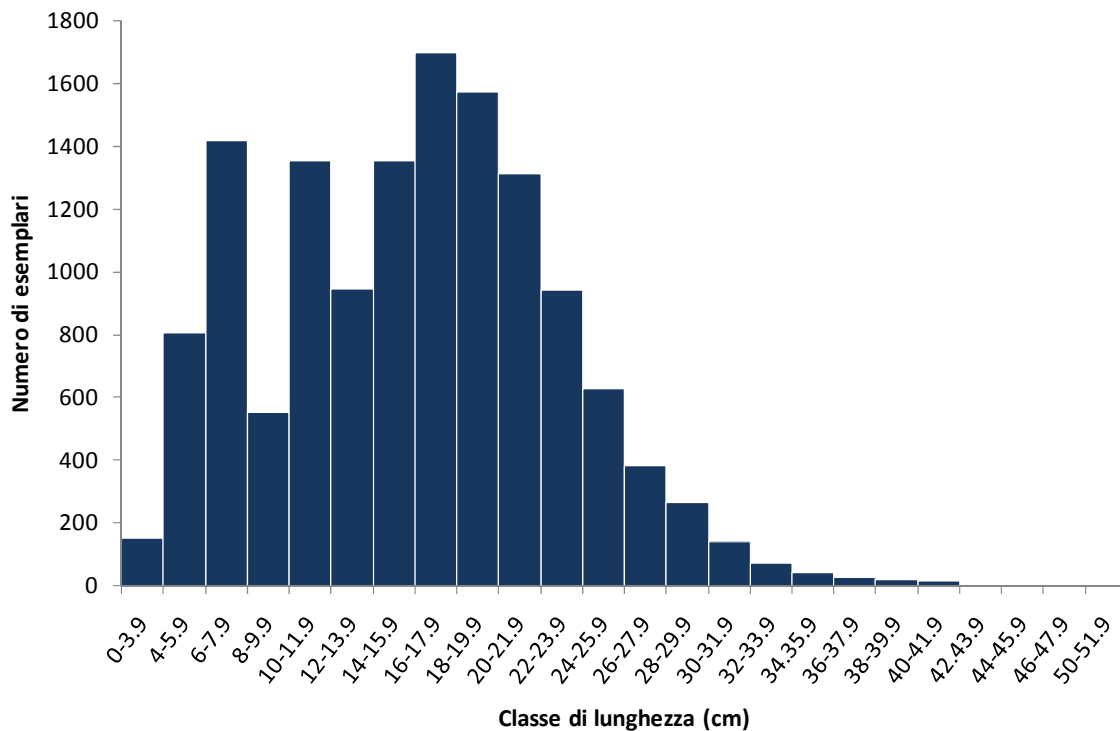


Figura 6.3.13 – Composizione in lunghezza del campione complessivo del barbo tiberino.

Categoria	% di LT_{max} (50.2 cm)	Classi di lunghezza basate sul LT_{max}	Lunghezza di riferimento
Stock (S)	20 - 26	10.0 – 13.1 cm	12 cm
Quality (Q)	36 - 41	18.1 – 20.6 cm	19 cm
Preferred (P)	45 - 55	22.6 – 27.6 cm	25 cm
Memorable (M)	59 - 64	29.6 – 32.1 cm	31 cm
Trophy (T)	74 - 80	37.1 – 40.2 cm	39 cm

Tabella 6.3.7 – Metodo 1: valori di riferimento per il calcolo dell'RSD del barbo tiberino.

Il Metodo 2, per definire le soglie delle categorie di taglia, prevede l'utilizzo della lunghezza asintotica del modello di accrescimento di von Bertalanffy e la lunghezza alla maturità. Nell'area indagata la lunghezza asintotica del barbo tiberino presenta un valore medio pari a 45.48 cm, mentre la lunghezza alla maturità, calcolata mediante l'equazione proposta da Froese e Binohlan (2000), risulta pari a 25.73 cm. Anche in questo caso, tale parametro sembra sovradimensionato. I maschi del barbo tiberino possono raggiungere la maturità sessuale ad un anno di età, anche se generalmente viene raggiunta dopo il secondo anno, così come le femmine (Bianco e Santoro, 2004); nel bacino del fiume Tevere il barbo tiberino a questa età raggiunge una lunghezza di circa 16 – 17 cm e, quindi, notevolmente inferiore rispetto a quella fornita dalla formula di Froese e Binohlan (2000).

La tabella 6.3.8 riporta i valori di riferimento per il calcolo dell'RSD stimati mediante il Metodo 2.

Categoria	Equazioni utilizzate per il calcolo delle soglie	Lunghezza di riferimento
Stock (S)	$(S) = Q - ((T - Q)/3)$	22 cm
Quality (Q)	$(Q) = 25.73$	26 cm
Preferred (P)	$(P) = Q + ((T - Q)/3)$	29 cm
Memorable (M)	$(M) = Q + (((T - Q)/3) \times 2)$	33 cm
Trophy (T)	$(T) = 45.48 \times 0.8$	36 cm

Tabella 6.3.8 – Metodo 2: valori di riferimento per il calcolo dell'RSD del barbo tiberino.

Analizzando i dati relativi alle lunghezze di riferimento delle diverse categorie (Tabelle 6.3.7-8) risultano evidenti notevoli differenze tra i due metodi che riguardano, soprattutto, le taglie *stock* e *quality*: nel Metodo 1 i valori di riferimento per tali categorie risultano molto più bassi rispetto a quelli calcolati con il Metodo 2 e questo potrebbe condizionare i valori di PSD calcolati con i due metodi.

L'applicazione al campione complessivo precedentemente descritto (211 popolazioni, 13708 esemplari) delle soglie di riferimento per la taglia *stock* e *quality* determinate con il Metodo 1 conduce ad un valore di PSD pari a 49, mentre se vengono utilizzate quelle calcolate con il Metodo 2 il corrispondente valore di PSD risulta pari a 38: entrambi i metodi giudicano bilanciata la distribuzione delle lunghezze nel campione analizzato ($35 \leq PSD \leq 65$); secondo il Metodo 1, però, tale distribuzione risulta maggiormente spostata, rispetto al giudizio fornito dal Metodo 2, verso gli esemplari di taglia più elevata. Il confronto effettuato mediante il test

del χ^2 evidenzia differenze statisticamente significative tra i valori di PSD calcolati con i due metodi ($T = 88.51$; $p < 0.05$).

Le soglie per le categorie *stock* e *quality* calcolate con entrambi i metodi sono state applicate anche alle singole popolazioni di barbo tiberino che compongono il campione complessivo.

L'applicazione del Metodo 1 ha determinato l'impossibilità di calcolare il PSD per 4 popolazioni su un totale di 211, pari all'1.90%, poichè in esse le dimensioni di tutti gli esemplari erano inferiori alla taglia *stock*. Per quanto riguarda il Metodo 2, invece, il numero delle popolazioni per le quali la determinazione del PSD non è stata possibile risulta pari a 30 (14.22% del totale). L'utilizzo del Metodo 2, quindi, a causa degli elevati valori di riferimento delle categorie di taglia, determina, rispetto al Metodo 1, una maggiore probabilità che, per una determinata popolazione, il PSD non possa essere calcolato per l'assenza di esemplari al di sopra della lunghezza *stock*. In entrambi i casi tutte le popolazioni per le quali non è stato possibile calcolare il PSD sono state escluse dal data set. Per le 181 popolazioni per le quali è stato possibile confrontare i valori di PSD calcolati con i due metodi, nel 30.9% dei casi (56 popolazioni) tali valori risultano significativamente differenti ($T = 88.51$; $p > 0.05$): in 51 popolazioni su 56 (91.1% del totale) il PSD calcolato con il Metodo 1 risulta maggiore rispetto a quello calcolato con il Metodo 2, mentre solamente nell'8.9% dei casi (5 popolazioni su 56) il Metodo 2 dà valori di PSD maggiori a quelli forniti dal metodo alternativo.

Per determinare se i valori di PSD calcolati fossero attendibili, sono state analizzate le dimensioni delle singole popolazioni mediante l'applicazione delle tabelle fornite da Gustafson (1988) per la stima degli intervalli di confidenza del PSD (Tabella 5.1); in tali tabelle, per un dato valore di PSD, è riportato il numero minimo di esemplari di taglia *stock* necessario per stimare il corrispondente intervallo di confidenza. Applicando le tabelle di Gustafson ai valori di PSD calcolati con il Metodo 1 emerge che in 89 popolazioni su 207, pari a 43% del totale, il numero di esemplari di taglia *stock* risulta insufficiente per considerare validi i rispettivi PSD. Se si dividono le popolazioni in classi dimensionali sulla base del numero di esemplari di taglia *stock* e si analizza l'attendibilità dei loro valori di PSD (Figura 6.3.14) risulta evidente come nelle popolazioni con un numero di esemplari *stock* inferiore a 10 solamente 2 su 42 (4.76% del totale) presentano valori di PSD attendibile, la percentuale resta ancora bassa (16.22%) nelle popolazioni con barbi di taglia *stock* compresi tra 10 e 19, mentre quando il loro numero è compreso tra 20 e 49 la percentuale varia tra il 68.42% e il 78.57%; nelle popolazioni con esemplari *stock* pari o superiori a 50 i valori di PSD risultano sempre attendibili.

6.3 Proportional Stock Density (PSD)

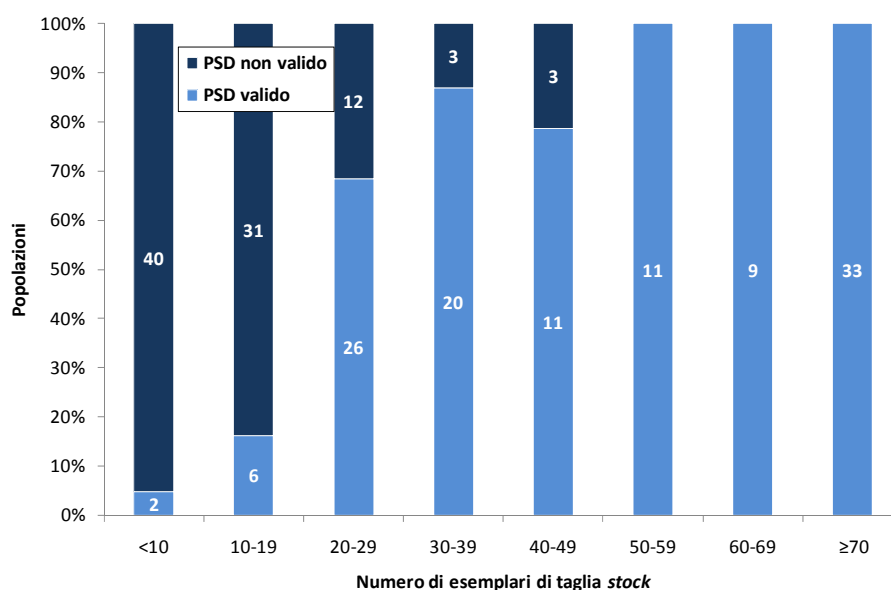


Figura 6.3.14 – Metodo 1: validità dei valori di PSD sulla base delle dimensioni delle popolazioni di barbo tiberino. (Al centro delle colonne dell’istogramma è riportato il numero delle popolazioni).

Per quanto riguarda il Metodo 2, in 136 popolazioni su 181 (75.14% del totale) i valori di PSD risultano non attendibili sulla base delle tabelle di Gustafson. Analizzando la validità di questi valori in funzione delle dimensioni delle popolazioni emerge come tutte le popolazioni con un numero di individui di taglia stock inferiore a 10 presentino un PSD non attendibile, la percentuale di PSD valido risulta del 20.45% per quelle popolazioni in cui gli esemplari stock

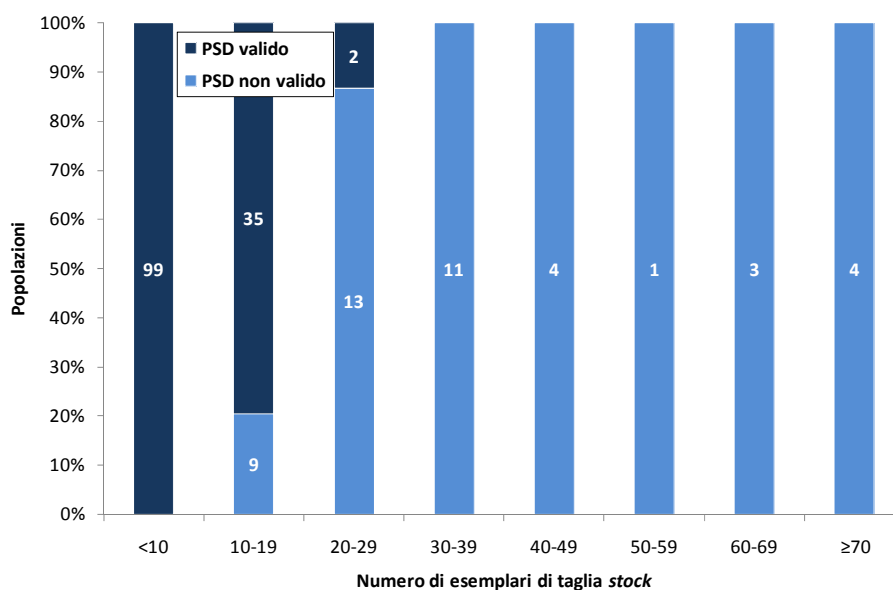


Figura 6.3.15 – Metodo 2: validità dei valori di PSD sulla base delle dimensioni delle popolazioni di barbo tiberino. (Al centro delle colonne dell’istogramma è riportato il numero delle popolazioni).

sono compresi tra 10 e 19, mentre sale all'86.67% quando tali individui variano da 20 a 29. I valori di PSD risultano sempre validi quando le popolazioni presentano un numero di esemplari di taglia stock superiore a 30 (Figura 6.3.15).

Tutte le popolazioni che, sulla base delle tabelle di Gustafson, presentavano valori di PSD non attendibili sono state escluse dalle successive analisi. Pertanto, come conseguenza di questa fase di validazione dei dati, il campione utilizzato per esaminare ulteriormente il Metodo 1 risulta costituito da 118 popolazioni e 11256 esemplari, mentre per il Metodo 2 è composto da 45 popolazioni e 6026 esemplari. Dall'analisi di questi dati emerge che l'applicazione delle soglie calcolate con il Metodo 2 determina una maggiore probabilità che il PSD calcolato sia poco attendibile a causa di un numero insufficiente di esemplari di taglia *stock* e, pertanto, per l'utilizzo di tale metodo è richiesto un maggiore sforzo di campionamento.

Utilizzando questi set di dati, per ognuno dei due metodi è stata effettuata un'analisi di statistica descrittiva (Tabella 6.3.9): i valori di PSD calcolati con il Metodo 1 variano da un minimo 13.95 ad un massimo di 93.22, con un valore medio pari a 52.55. Il PSD calcolato mediante il Metodo 2, invece, presenta un valore medio pari a 44.09 ed oscilla tra un minimo di 11.90 ed un massimo di 76.92. Il confronto tra i valori medi del PSD calcolato con entrambi i metodi (Figura 6.3.16) evidenzia differenze che sono risultate statisticamente significative al Mann – Whitney U test ($Z = 2.337$; $p = 0.019$). Secondo il Metodo 1, quindi, le distribuzioni delle lunghezze nelle singole popolazioni sono maggiormente spostate, rispetto al Metodo 2, verso gli esemplari di maggiore taglia.

	Popolazioni	Media	Mediana	Minimo	Massimo	Deviazione Standard
Metodo 1	118	52.55	52.40	13.95	93.22	19.60
Metodo 2	45	44.09	43.48	11.90	76.92	15.24

Tabella 6.3.9 – Statistica descrittiva dei valori di PSD del barbo tiberino calcolati con entrambi i metodi.

Nel campione utilizzato per il Metodo 1, su un totale di 118 popolazioni 64, pari al 54.24% del totale, possono essere considerate equilibrate poiché in esse il PSD risulta compreso tra 35 e 65, nel 17.80% dei casi (21 popolazioni) la struttura risulta sbilanciata a favore degli esemplari di piccole dimensioni ($PSD < 35$), mentre in 33 popolazioni (27.97% del totale) è sbilanciata per un eccesso di esemplari di grossa taglia ($PSD > 65$) (Figura 6.3.17). Relativamente al Metodo 2, invece, su un totale di 45 popolazioni, 29 (64.44%) presentano un

PSD compreso tra 35 e 65 e, quindi, risultano bilanciate; in 13, pari al 28.89%, il PSD è inferiore a 35, mentre solamente in 3 (6.67%) l'indice di struttura supera il valore di riferimento 65 (Figura 6.3.17). Da tale analisi emerge che il Metodo 1 sembra essere più flessibile rispetto al Metodo 2, dando una valutazione più articolata sulla qualità della struttura delle singole popolazioni analizzate, le quali si distribuiscono in maniera più uniforme nelle diverse classi di giudizio.

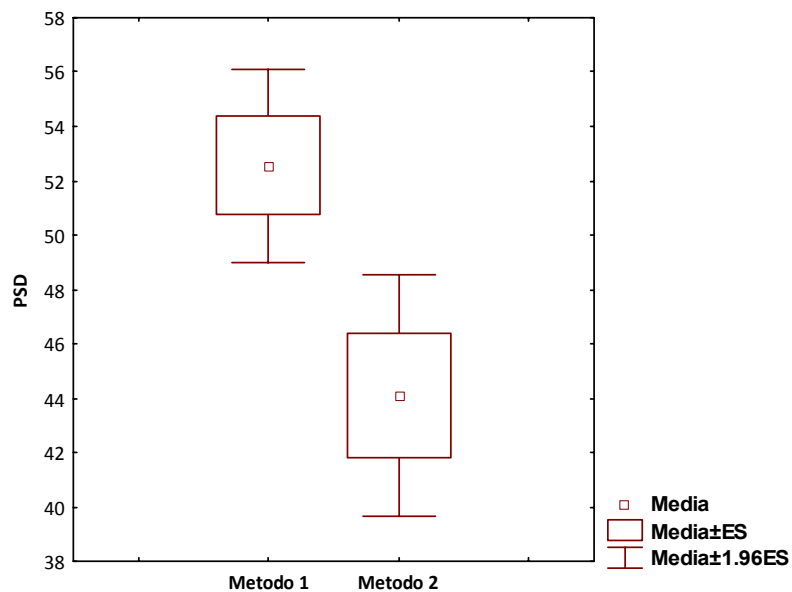


Figura 6.3.16 – Confronto tra i valori medi del PSD del barbo tiberino calcolato con entrambi i metodi.

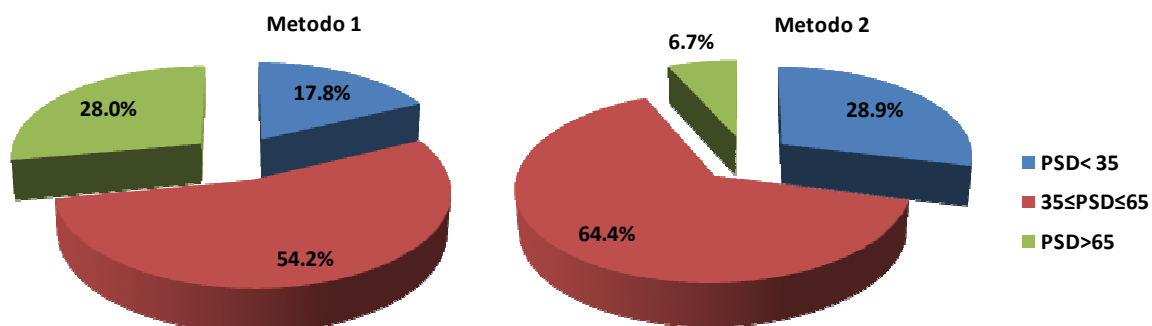


Figura 6.3.17 – Percentuali delle popolazioni di barbo tiberino suddivise sulla base dai valori di PSD calcolati con entrambi i metodi.

La regressione lineare tra la lunghezza media degli esemplari di ciascuna popolazione ed i corrispondenti valori di PSD (Tabella 6.3.10) (Figura 6.3.18) ha permesso di valutare la sensibilità dei due metodi nell'evidenziare le differenze nella composizione in taglia delle popolazioni studiate.

ANCOVA	Metodo 1	Metodo 2
F = 58.718 p = 0.000	$PSD = -0.07 + 3.10 LT$ $r^2 = 0.337$; $r = 0.581$; $p = 0.000$	$PSD = 41.46 + 0.13 LT$ $r^2 = 0.001$; $r = 0.031$; $p = 0.839$

Tabella 6.3.10 – Analisi di regressione lineare LT – PSD del barbo tiberino.

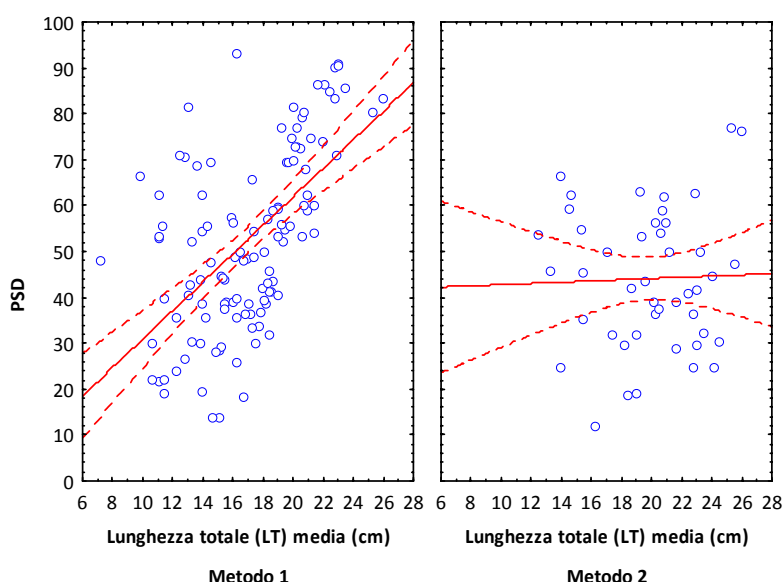


Figura 6.3.18 – Relazione tra la lunghezza degli esemplari di ciascuna popolazione di barbo tiberino e i corrispondenti valori di PSD.

In letteratura sono presenti vari studi in cui, per diverse specie ittiche, è stata rilevata una correlazione positiva tra accrescimento e PSD per cui all'aumentare delle dimensioni degli esemplari che compongono una popolazione il PSD aumenta (Guy e Willis, 1991, Willis e Scalet, 1989, Carline et al., 1984). Anche in questo caso l'analisi evidenzia come, relativamente al Metodo 1, vi sia una relazione positiva ed altamente significativa tra le dimensioni medie degli esemplari delle singole popolazioni e i corrispondenti valori di PSD; pertanto,

all'aumentare della taglia media nelle popolazioni aumentano anche i valori del PSD. Per quanto riguarda il Metodo 2, invece, nessuna relazione significativa dal punto di vista statistico emerge tra le dimensioni degli esemplari e i valori del PSD.

Dall'analisi della covarianza (ANCOVA), effettuata per verificare se esistono differenze tra le due regressioni, emerge che, a parità di lunghezza media degli esemplari (17.56 cm), il Metodo 1 restituisce un valore di PSD maggiore rispetto a quello del Metodo 2 (Metodo 1: PSD = 54.36; Metodo 2: PSD = 39.25) (Figura 6.3.19); le differenze tra le due medie aggiustate risultano altamente significative all'ANCOVA ($F = 23.97$; $p = 0.000$), pertanto, sebbene entrambi i valori ricadano nel range ottimale 35 – 65, secondo il Metodo 1 la composizione in taglia del campione sarebbe maggiormente spostata verso gli esemplari di grande taglia. L'analisi evidenzia, quindi, un diverso comportamento dei due metodi in funzione delle dimensioni degli esemplari delle diverse popolazioni: rispetto al Metodo 2, il PSD calcolato con il Metodo 1 risulta significativamente più sensibile alla composizione in lunghezza delle popolazioni analizzate.

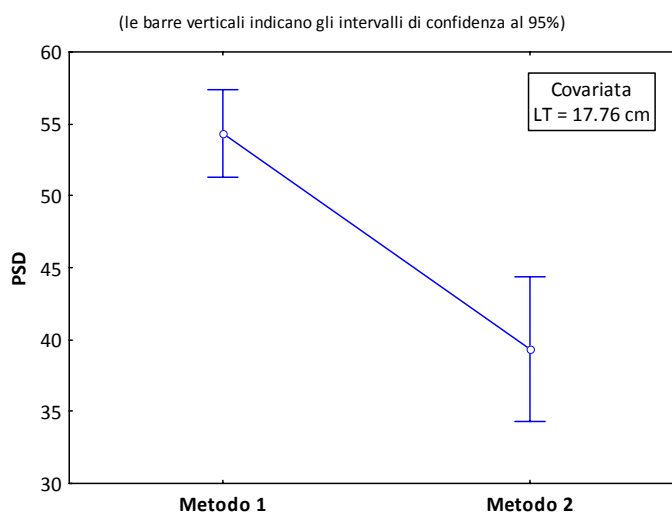


Figura 6.3.19 – Analisi della covarianza: confronto tra le medie aggiustate del PSD nei due metodi.

6.3.3 – CAVEDANO *Leuciscus cephalus* (Linnaeus, 1758)

Per sviluppare i valori di riferimento utili al calcolo degli indici di struttura del cavedano sono stati utilizzati 24871 esemplari provenienti da 253 popolazioni. La lunghezza degli esemplari analizzati varia da un minimo di 1.5 cm ad un massimo di 47.0 cm con un valore medio pari a 14.03 cm (Figura 6.3.20). Il valore massimo della lunghezza presente nel data set è stato utilizzato per definire i valori di riferimento che servono a calcolare l’RSD secondo il Metodo 1 e la tabella 6.3.11 ne riporta i risultati.

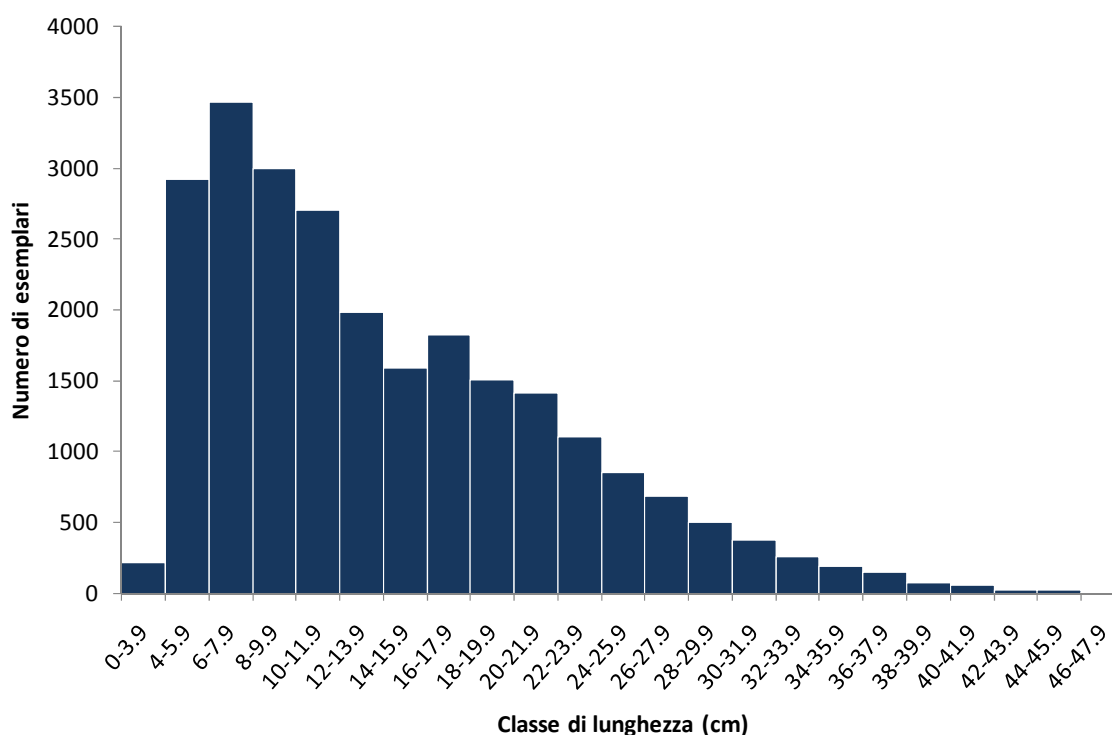


Figura 6.3.20 – Composizione in lunghezza del campione complessivo del cavedano.

Categoria	% di LT_{max} (47.0 cm)	Classi di lunghezza basate sulle % di LT_{max}	Lunghezza di riferimento
Stock (S)	20 – 26%	9.4 – 12.2 cm	11 cm
Quality (Q)	36 – 41%	16.9 – 19.3 cm	18 cm
Preferred (P)	45 – 55%	21.1 – 25.8 cm	23 cm
Memorable (M)	59 – 64%	27.3 – 30.1 cm	29 cm
Trophy (T)	74 – 80%	34.8 – 37.6 cm	36 cm

Tabella 6.3.11 – Metodo 1: valori di riferimento per il calcolo dell’RSD del cavedano.

Nell'area indagata il valore medio della lunghezza asintotica e la lunghezza alla maturità del cavedano, parametri di riferimento per il calcolo delle soglie delle diverse categorie di lunghezza dell'RSD secondo il Metodo 2 (Tabella 6.3.12), risultano pari a 52.13 cm e 29 cm, rispettivamente. Quest'ultimo parametro, calcolato mediante la formula fornita da Froese e Binohlan (2000), appare, però, troppo elevato. Nel bacino del fiume Tevere, infatti, il cavedano raggiunge la maturità sessuale dopo il secondo anno di vita (Rocchini, 2010) quando la lunghezza degli esemplari è di circa 17 cm.

Categoria	Equazioni utilizzate per il calcolo delle soglie	Lunghezza di riferimento
Stock (S)	$(S) = Q - ((T - Q)/3)$	25 cm
Quality (Q)	$(Q) = 29.08$	29 cm
Preferred (P)	$(P) = Q + ((T - Q)/3)$	33 cm
Memorable (M)	$(M) = Q + (((T - Q)/3) \times 2)$	37 cm
Trophy (T)	$(T) = 52.13 \times 0.8$	42 cm

Tabella 6.3.12 – Metodo 2: valori di riferimento per il calcolo dell'RSD del cavedano.

Confrontando i dati riportati nelle tabelle 6.3.11-12 è possibile evidenziare notevoli differenze tra i due metodi nelle lunghezze di riferimento per ciascuna categoria di taglia, con il Metodo 1 che fornisce valori sempre inferiori al Metodo 2.

Per valutare l'efficacia dei due metodi, le soglie *stock* e *quality* così calcolate sono state applicate al campione iniziale (24871 esemplari provenienti da 253 popolazioni), complessivamente ed ad ogni singola popolazione, per determinare il corrispondente valore di PSD. L'applicazione al campione complessivo delle soglie calcolate con il Metodo 1 determina un valore di PSD pari a 52, mentre con il Metodo 2 il valore di PSD risulta pari a 51. Sebbene entrambi i metodi giudichino il campione analizzato bilanciato dal punto di vista della composizione in lunghezza, in quanto tutti e due i valori di PSD risultano compresi tra 35 e 65, all'analisi del χ^2 le differenze sono risultate, però, significative ($T = 0.21$; $p < 0.05$); pertanto, il Metodo 1 giudica la distribuzione delle lunghezze del campione analizzato lievemente più spostata verso gli esemplari più grandi, rispetto al Metodo 2.

Le soglie *stock* e *quality* calcolate con i due metodi sono state applicate anche alle singole popolazioni. Per quanto riguarda il Metodo 1, in tutte le popolazioni analizzate è stato possibile determinare il PSD. Relativamente al Metodo 2, invece, le popolazioni per le quali non è stato possibile determinare il valore del PSD, poiché tutti gli esemplari presentavano

delle dimensioni inferiori alla taglia *stock*, risultano pari a 30 (11.46% del totale). Queste popolazioni sono state escluse dalle analisi successive; pertanto, a seguito di questa fase il campione utilizzato per valutare il Metodo 2 risulta costituito da 224 popolazioni e 22735 esemplari, mentre il set di dati del Metodo 1 è rimasto inalterato (253 popolazioni e 24871 esemplari). Ancora una volta, l'applicazione del Metodo 2, a causa dei valori di riferimento notevolmente più elevati per le diverse categorie di taglia, determina, una maggiore probabilità che, per una determinata popolazione, il PSD non possa essere calcolato per l'assenza di esemplari al di sopra della lunghezza *stock*.

Per le 224 popolazioni per cui è stato possibile effettuare il confronto, i valori di PSD calcolati con i due metodi differiscono in maniera significativa in 63 casi (28.1% del totale): in 54 popolazioni su 63 (85.7% del totale) il valore del PSD calcolato con il Metodo 1 risulta maggiore di quello calcolato con il Metodo 2, mentre nelle restanti 9 popolazioni il Metodo 2 fornisce valori di PSD superiori al Metodo 1.

Per valutare se i valori di PSD, calcolati con entrambi i metodi, fossero attendibili sono state esaminate le dimensioni delle singole popolazioni mediante le tabelle di Gustafson per la stima degli intervalli di confidenza del PSD (Tabella 5.1). L'applicazione di tali tabelle al campione utilizzato per il Metodo 1 ha determinato in questo set di dati l'eliminazione di 92 popolazioni su 253 (36.36% del totale), poiché il numero degli esemplari di taglia *stock* presenti in ognuna di esse risultava insufficiente per una determinazione attendibile del PSD. Per quanto riguarda il Metodo 2, invece, le popolazioni con valori di PSD poco attendibili risultano 178 su 224, pari ad una percentuale del 79.46%.

Se si analizza la validità dei valori del PSD calcolati con il Metodo 1 in relazione alle dimensioni delle popolazioni (Figura 6.3.21) emerge che, dove il numero degli esemplari di taglia *stock* è inferiore a 10, i valori di PSD non sono mai attendibili, quando il numero di tali esemplari è compreso tra 10 e 19 la percentuale di PSD attendibile è del 24.39%, mentre quando gli esemplari di taglia *stock* sono uguali o superiori a 20 la percentuale di popolazioni con PSD valido varia tra 69.57% ed il 100%.

Il grafico riportato nella figura 6.3.22 rende evidente il fatto che, anche per quanto riguarda il Metodo 2, quando le dimensioni delle popolazioni sono ridotte (numero di esemplari di taglia *stock* inferiore a 10) i valori del PSD risultano sempre poco attendibili e che la validità del PSD aumenta concordemente con le dimensioni della popolazione: la percentuale di attendibilità risulta già elevata (77.78%) con un numero di esemplari di taglia *stock* superiore a 20.

6.3 Proportional Stock Density (PSD)

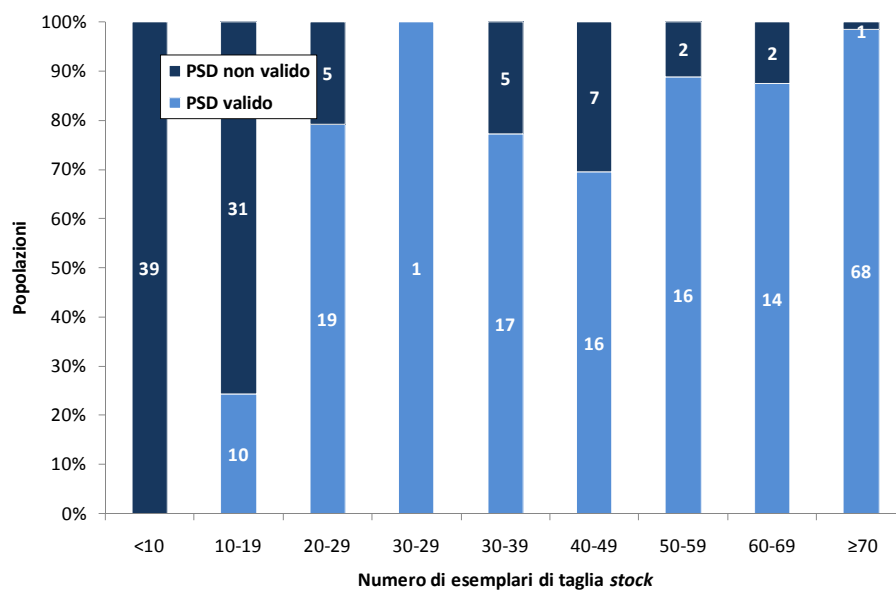


Figura 6.3.21 – Metodo 1: validità dei valori di PSD sulla base delle dimensioni delle popolazioni del cavedano. (Al centro delle colonne dell'istogramma è riportato il numero delle popolazioni).

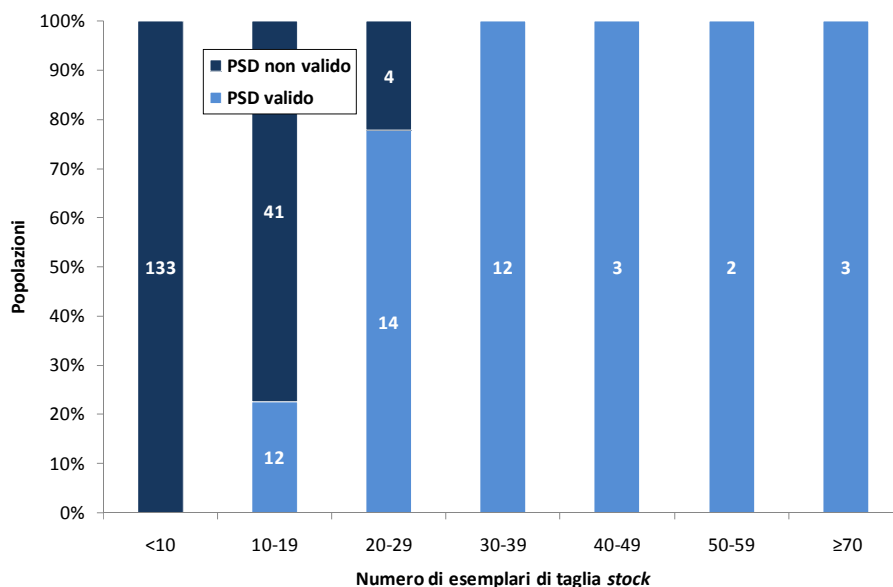


Figura 6.3.22 – Metodo 2: validità dei valori di PSD sulla base delle dimensioni delle popolazioni del cavedano. (Al centro delle colonne dell'istogramma è riportato il numero delle popolazioni).

Conseguentemente alla eliminazione delle popolazioni per le quali il valore di PSD risultava poco attendibile, per le successive analisi il campione utilizzato per valutare il Metodo 1 è costituito da 161 popolazioni e 21612 esemplari, mentre 46 popolazioni e 7414 esemplari compongono il campione per il Metodo 2. Dall'analisi relativa all'applicazione delle tabelle di Gustafson emerge che l'applicazione delle soglie calcolate con il Metodo 2 determina una maggiore probabilità che il PSD calcolato sia poco attendibile a causa di un numero insufficiente di esemplari di taglia *stock*; l'uso di questo metodo, quindi, richiede un sforzo di campionamento maggiore allo scopo di aumentare dal punto di vista numerico le dimensioni del campione.

	Popolazioni	Media	Mediana	Minimo	Massimo	Deviazione Standard
Metodo 1	161	49.96	50.91	1.67	96.98	21.37
Metodo 2	46	51.46	51.32	20.59	78.63	13.46

Tabella 6.3.13 – Statistica descrittiva dei valori di PSD del cavedano calcolati con entrambi i metodi.

Sulla base di questi set di dati, è stata effettuata la statistica descrittiva dei valori di PSD stimati con entrambi i metodi nelle singole popolazioni (Tabella 6.3.13): il PSD calcolato con il Metodo 1 presenta un valore medio pari 49.96 e varia da un minimo di 1.67 ad un massimo di 96.98, mentre, relativamente al Metodo 2, il PSD assume un valore medio pari a 51.46 e varia tra 20.59 e 78.63. Il confronto tra i valori medi del PSD (Figura 6.3.23) non ha

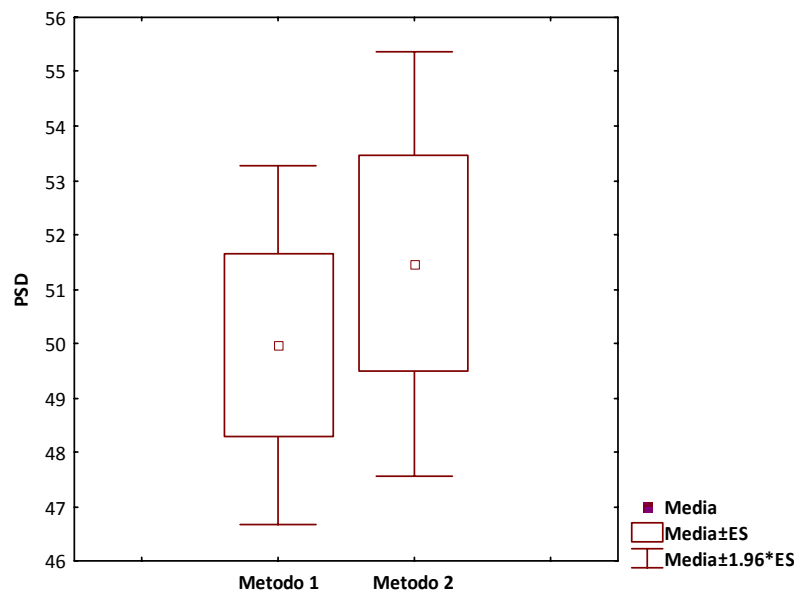


Figura 6.3.23 – Confronto tra i valori medi del PSD del cavedano calcolato con entrambi i metodi.

però evidenziato differenze significative dal punto di vista statistico tra i due Metodi (Mann – Whitney U test: $Z = -0.364$; $p = 0.716$). Pertanto, in media, entrambi i metodi giudicano le popolazioni bilanciate dal punto di vista della loro composizione in lunghezza.

Analizzando più in dettaglio il giudizio che può essere dato alla struttura delle popolazioni esaminate, sulla base dell'intervallo di valori del PSD che definisce una popolazione bilanciata, risulta che, secondo il Metodo 1, il 48.45% delle popolazioni (78 su 161) presentano valori di PSD compresi tra 35 e 65 e, quindi, sono considerate equilibrate; nel 25.47% dei casi (41 su 161) il PSD risulta inferiore a 35 e, pertanto, il metodo giudica queste popolazioni sbilanciate a favore di esemplari di piccola taglia, mentre il 26.09% (42 popolazioni su 161) sono sbilanciate per un eccesso di esemplari di grandi dimensioni ($PSD > 65$). Nel caso del Metodo 2, il 10.87% delle popolazioni (5 su 46) presentano il PSD inferiore a 35, il 76.09% (35 su 46) sono giudicate bilanciate ($35 \leq PSD \leq 65$), mentre nel 13.04% dei casi (6 su 46) le popolazioni hanno un PSD superiore a 65 (Figura 6.3.24).

Anche in questo caso, così come per il barbo tiberino, risulta evidente una maggiore flessibilità del Metodo 1 nel giudicare la struttura delle singole popolazioni analizzate che si distribuiscono in maniera più uniforme nelle diverse classi di giudizio; nel caso del Metodo 2, invece, i valori del PSD delle singole popolazioni si concentrano nell'intervallo compreso tra 35 e 65, fornendo, quindi, una risposta meno articolata.

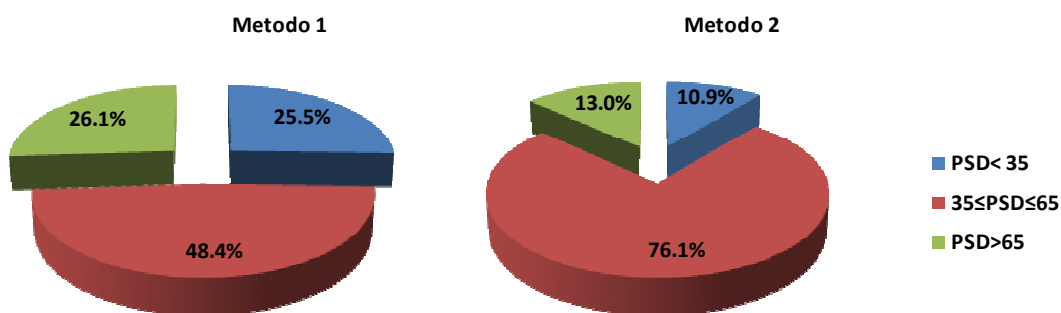


Figura 6.3.24 – Percentuali delle popolazioni di cavedano suddivise sulla base dai valori di PSD calcolati con entrambi i metodi.

La figura 6.3.25 e la tabella 6.3.14 riportano l'analisi di regressione lineare tra la lunghezza media degli esemplari di ciascuna popolazione e i valori di PSD. Tale analisi è stata effettuata per valutare la sensibilità dei due metodi alle variazioni delle dimensioni degli esemplari nelle diverse popolazioni. I risultati dell'analisi evidenziano, per entrambi i metodi,

una relazione positiva ed altamente significativa tra i due parametri considerati e questo conferma quanto è stato osservato anche per altre specie ittiche (Guy e Willis, 1991, Willis e Scalet, 1989, Carline et al., 1984): all'aumentare della taglia degli individui aumenta anche il PSD. Nel caso del Metodo 1, però, la varianza spiegata dal modello ($r^2 = 0.521$) e la pendenza della retta (3.66) risultano maggiori rispetto al Metodo 2 ($r^2 = 0.199$; pendenza = 1.31). Questo testimonia come nel primo caso vi sia una minore dispersione dei valori attorno alla retta di regressione e, quindi, una maggiore sensibilità del metodo alle variazioni delle dimensioni degli esemplari nelle popolazioni. Il confronto tra i due metodi, effettuato attraverso l'analisi della covarianza, considerando la lunghezza come variabile covariata, evidenzia che, a parità di dimensioni degli esemplari (LT = 16.64 cm) la media aggiustata del PSD calcolato con il Metodo 1 (52.82) è superiore a quella calcolata con il Metodo 2 (41.5), con differenze che risultano altamente significative ($F = 17.712$; $p = 0.000$) (Figura 6.3.26): nel campione analizzato, quindi, a parità di lunghezza media degli esemplari, il Metodo 1, ancora una volta, giudica la composizione di una popolazione maggiormente spostata verso gli esemplari di taglia maggiore.

ANCOVA	Metodo 1	Metodo 2
$F = 17.712$ $p = 0.000$	$PSD = -7.61 + 3.66 LT$ $r^2 = 0.521$; $r = 0.721$; $p = 0.000$	$PSD = 25.43 + 1.31 LT$ $r^2 = 0.199$; $r = 0.446$; $p = 0.002$

Tabella 6.3.14 – Analisi di regressione lineare LT – PSD del cavedano.

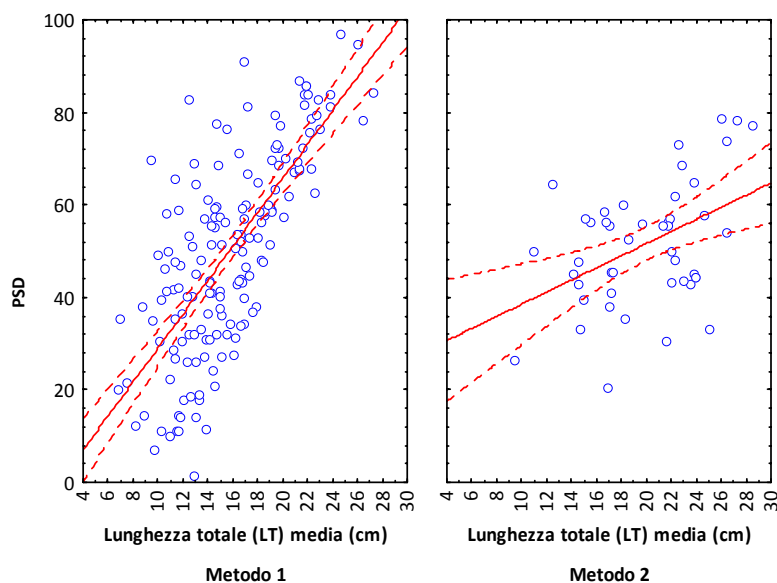


Figura 6.3.25 – Relazione tra la lunghezza degli esemplari di ciascuna popolazione di cavedano e i corrispondenti valori di PSD.

6.3 Proportional Stock Density (PSD)

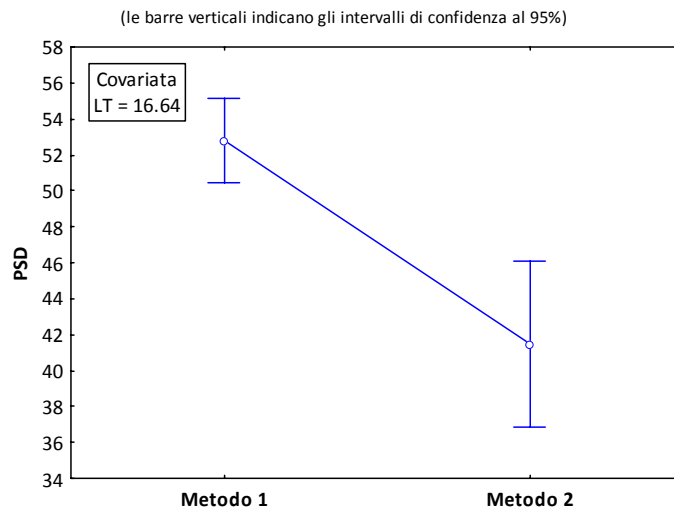


Figura 6.3.26 – Analisi della covarianza: confronto tra le medie aggiustate del PSD nei due metodi.

6.3.4 – ROVELLA *Rutilus rubilio* (Bonaparte, 1837)

Il set di dati di partenza utilizzato per sviluppare ed analizzare gli indici di struttura della rovello risulta costituito da 27994 esemplari provenienti da 207 popolazioni. Nel campione esaminato la lunghezza totale delle rovelle varia da un minimo di 1.5 cm ad un massimo di 20.8 cm (Figura 6.3.27) con un valore medio pari a 7.78 cm.

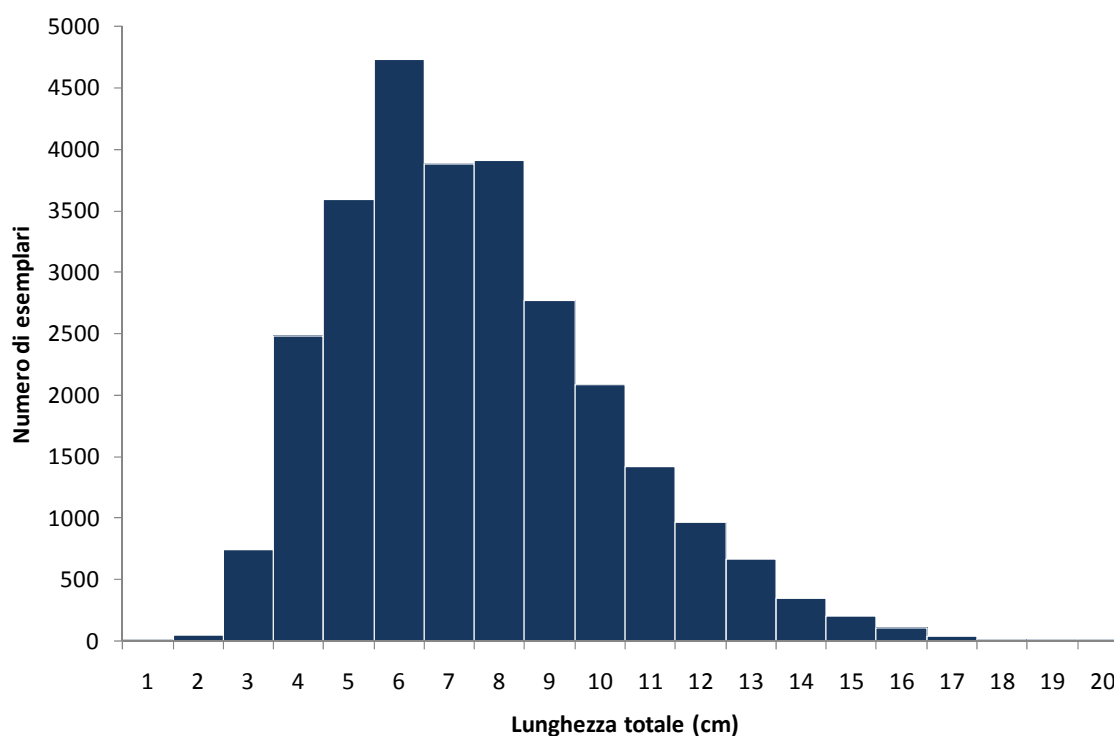


Figura 6.3.27 – Composizione in lunghezza del campione complessivo della rovello.

La lunghezza massima della specie riscontrata nell'area indagata (20.8 cm) è stata utilizzata per definire i valori di riferimento per il calcolo dell'RSD secondo il Metodo 1 ed i risultati sono riportati nella tabella 6.3.15.

La tabella 6.3.16 riporta, invece, le soglie di riferimento per il calcolo dell'indice di struttura stimate mediante il Metodo 2, che si basa su due parametri biologici: lunghezza asintotica media e la lunghezza alla maturità, calcolata mediante la formula generale sviluppata da Froese e Binohlan (2000). Per la rovello, nell'area indagata, tali parametri risultano pari a 22.66 cm e 13.76 cm, rispettivamente. Anche nel caso della rovello, così come

per le altre specie esaminate precedentemente, la lunghezza alla maturità fornita dalla formula di Froese e Binohlan (2000) risulta troppo elevata. L'età di prima maturazione della rovello è 1+ per i maschi e 2+ per le femmine (Bianco e Santoro, 2004): nel bacino del fiume Tevere la lunghezza raggiunta a queste età varia dai 7 ai 10 cm e, quindi, inferiore a quella calcolata mediante la formula empirica.

Categoria	% di LT_{max} (20.8 cm)	Classi di lunghezza basate sulle % di LT_{max}	Lunghezza di riferimento
Stock (S)	20 – 26%	4.2 – 5.4 cm	5 cm
Quality (Q)	36 – 41%	7.5 – 8.5 cm	8 cm
Preferred (P)	45 – 55%	9.4 – 11.4 cm	10 cm
Memorable (M)	59 – 64%	12.3 – 13.3 cm	13 cm
Trophy (T)	74 – 80%	15.4 – 16.6 cm	16 cm

Tabella 6.3.15 – Metodo 1: valori di riferimento per il calcolo dell'RSD della rovello.

Categoria	Equazioni utilizzate per il calcolo delle soglie	Lunghezza di riferimento
Stock (S)	$(S) = Q - ((T - Q)/3)$	12 cm
Quality (Q)	$(Q) = 13.76$	14 cm
Preferred (P)	$(P) = Q + ((T - Q)/3)$	15 cm
Memorable (M)	$(M) = Q + (((T - Q)/3) \times 2)$	17 cm
Trophy (T)	$(T) = 22.66 \times 0.8$	18 cm

Tabella 6.3.16 – Metodo 2: valori di riferimento per il calcolo dell'RSD della rovello.

Dal confronto dei dati riportati nelle tabelle 6.3.15-16 risulta evidente come i valori di riferimento per le diverse categorie di taglia siano sensibilmente differenti tra i due metodi, in particolar modo per le categorie *stock* e *quality*. Inoltre, per ciascuna classe di taglia, i valori calcolati con il Metodo 1 risultano sempre inferiori a quelli calcolati con il Metodo 2.

Allo scopo di valutare quale dei due metodi utilizzati descrive meglio la struttura di popolazione della rovello, i valori di riferimento per la taglia *stock* e *quality* così calcolati sono

stati applicati al data set di partenza (207 popolazioni, esemplari 27994), complessivamente ed ad ogni singola popolazione, per determinare il corrispondente valore di PSD.

Anche in questo caso la scelta del metodo condiziona in maniera significativa il giudizio sulla composizione in lunghezza del campione che viene analizzato. Infatti, se le soglie calcolate con i due metodi vengono applicate al campione complessivo, il Metodo 1 fornisce un valore di PSD pari a 51, mentre il PSD calcolato con il Metodo 2 risulta uguale a 30; al test del χ^2 le differenze tra i due valori risultano statisticamente significative ($T = 352.50$; $p < 0.05$). Secondo il Metodo 1, quindi, il campione analizzato presenta una composizione in lunghezza bilanciata ($35 \leq PSD \leq 65$), mentre, per il Metodo 2 risulta sbilanciato a favore degli esemplari di piccola taglia, essendo il valore del PSD inferiore a 35.

Ulteriori informazioni si possono trarre dall'applicazione dei due metodi alle singole popolazioni. Mediante il Metodo 1, per tutte le popolazioni analizzate è stato possibile determinare il loro PSD, mentre, per quanto riguarda il Metodo 2, in 30 casi su 207 (14.49% del totale) questo non è stato possibile poiché le dimensioni di tutti gli esemplari erano al di sotto della taglia *stock*. Tali popolazioni sono state escluse dal set di dati iniziale e, pertanto, nelle analisi successive la composizione del campione utilizzato per il Metodo 1 risulta invariato, mentre quello del Metodo 2 è composto da 177 popolazioni e 25388 esemplari. A causa di una taglia *stock* notevolmente più elevata rispetto al Metodo 1, l'applicazione del Metodo 2 determina, quindi, una maggiore probabilità che, per una determinata popolazione, il PSD non possa essere calcolato per l'assenza di esemplari al di sopra di questa soglia limite.

Per le 177 popolazioni in cui è stato possibile confrontare il PSD calcolato con i due metodi, nel 48.0% dei casi (85 popolazioni) i valori risultano significativamente differenti al test del χ^2 ($T > 3.841$; $p < 0.05$): in 83 casi (97.6% del totale) i valori del PSD calcolati con il Metodo 1 sono maggiori di quelli calcolati con il Metodo 2. Anche considerando le singole popolazioni, quindi, il Metodo 1 giudica la loro struttura in lunghezza maggiormente spostata verso gli esemplari più grandi, rispetto al Metodo 2.

L'applicazione delle tabelle di Gustafson ai due set di dati (Tabella 5.1), effettuata per verificare se le dimensioni delle singole popolazioni fossero sufficientemente ampie, ha determinato i seguenti risultati: nel campione utilizzato per il Metodo 1 il 15.46% dei casi (32 popolazioni su 207) non ha un numero di esemplari di taglia *stock* sufficiente ai fini di una determinazione attendibile del PSD, mentre, nel caso del Metodo 2, le popolazioni che presentano un valore di PSD poco attendibile sale al 76.27% (135 popolazioni su 177).

6.3 Proportional Stock Density (PSD)

La figura 6.3.28 mostra la relazione esistente tra le dimensioni delle popolazioni e la validità dei valori del PSD in esse calcolati utilizzando le soglie calcolate con il Metodo 1: quando il numero di esemplari di taglia stock è inferiore a 20, la percentuale di attendibilità del PSD risulta molto bassa (13.64%), mentre nelle popolazioni di dimensioni più ampie la percentuale sale rapidamente, variando dal 75.00% al 98.26%.

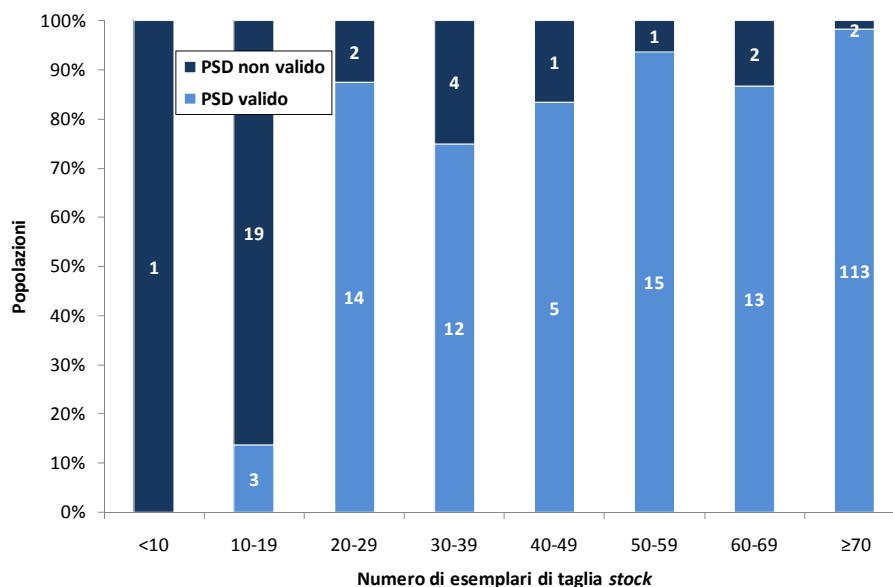


Figura 6.3.28 – Metodo 1: validità dei valori di PSD sulla base delle dimensioni delle popolazioni della rovello. (Al centro delle colonne dell'istogramma è riportato il numero delle popolazioni).

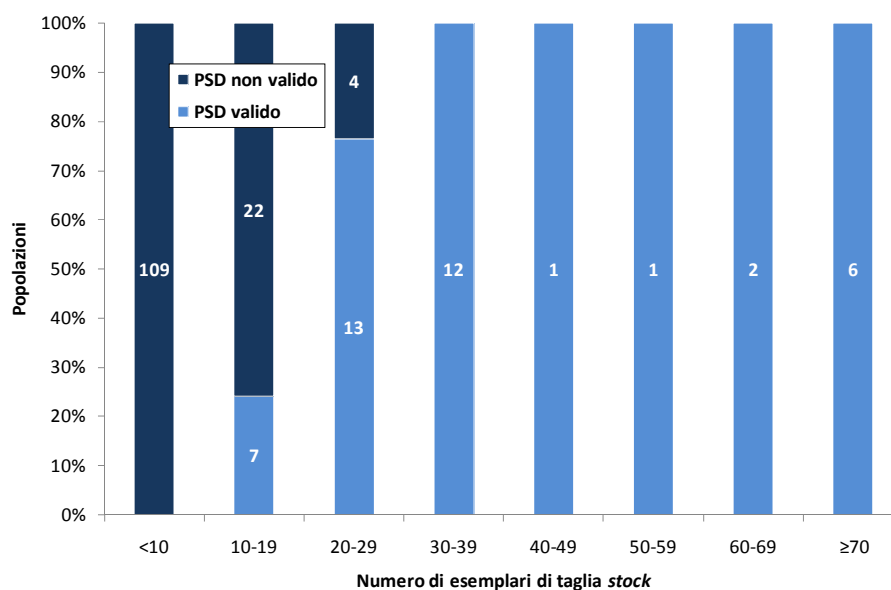


Figura 6.3.29 – Metodo 2: validità dei valori di PSD sulla base delle dimensioni delle popolazioni della rovello. (Al centro delle colonne dell'istogramma è riportato il numero delle popolazioni).

Per quanto riguarda il Metodo 2 (figura 6.3.29), invece, risulta evidente come, su 177 popolazioni esaminate, 109 (61.58% del totale) presentino un numero di esemplari di taglia *stock* inferiore a 10 ed, in questo caso, i valori di PSD risultano sempre poco attendibili; la validità del PSD resta bassa quando il numero di esemplari di tali dimensioni è compreso tra 10 e 19 (7 popolazioni su 29, pari al 24.14%), mentre sale rapidamente quando gli esemplari *stock* sono superiori a 20, variando dal 76.47% al 100%. A tale proposito bisogna, però, aggiungere che le popolazioni che presentano un numero individui *stock* superiore a 40 sono molto scarse. Tutte le popolazioni che, sulla base delle tabelle di Gustafson, presentavano valori di PSD poco attendibili sono state escluse dalle successive analisi.

Dall'analisi relativa all'applicazione delle tabelle di Gustafson emerge, quindi, che l'uso del Metodo 2 determina una probabilità molto più elevata, rispetto al Metodo 1, che il PSD calcolato sia poco attendibile a causa di un numero insufficiente di esemplari di taglia *stock*. Per superare questo problema, l'utilizzo delle soglie calcolate con il Metodo 2 richiede, quindi, un maggiore sforzo di campionamento.

A seguito di questa eliminazione, il set di dati per il Metodo 1 risulta composto da 27113 esemplari e 175 popolazioni nelle quali i valori di PSD variano da un minimo di 4.49 ad un massimo di 92.53, con una media pari a 51.33. Il data set utilizzato per il Metodo 2, invece, è costituito da 7340 esemplari distribuiti in 42 popolazioni; in queste il PSD oscilla nell'intervallo 18.18 – 62.85, con una media di 35.97 (Tabella 6.3.17).

Il confronto tra i valori medi del PSD (Figura 6.3.30) evidenzia tra i due metodi differenze che risultano altamente significative dal punto di vista statistico (Mann – Whitney U test: $Z = 4.551$; $p = 0.000$): mediamente il Metodo 1 giudica le popolazioni bilanciate, essendo il valore medio del PSD compreso tra 35 e 65, mentre secondo il Metodo 2 risultano sbilanciate a favore degli esemplari di più piccole dimensioni.

	Popolazioni	Media	Mediana	Minimo	Massimo	Deviazione Standard
Metodo 1	175	51.33	51.65	4.49	92.53	22.08
Metodo 2	42	35.97	35.39	18.18	62.86	11.49

Tabella 6.3.17 – Statistica descrittiva dei valori di PSD della rovello calcolati con entrambi i metodi.

6.3 Proportional Stock Density (PSD)

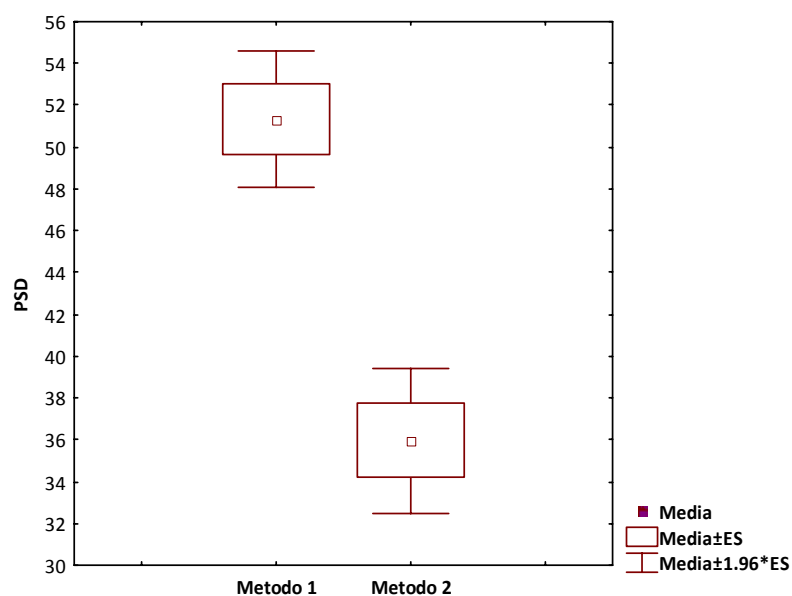


Figura 6.3.30 – Confronto tra i valori medi del PSD della rovelia calcolato con entrambi i metodi.

Considerando il range di valori di PSD per i quali una popolazione può essere considerata bilanciata ($35 \leq PSD \leq 65$), mediante il Metodo 1, il 44.57% delle popolazioni (78 su 175) presentano valori di PSD compreso in questo intervallo; nel 24.57% dei casi (43 su 175) il PSD è inferiore a 35 e, quindi, queste popolazioni sono giudicate sbilanciate a favore degli esemplari di piccola taglia, mentre nel 30.86% dei casi (54 popolazioni su 175) sono considerate squilibrate a favore degli esemplari di maggiori dimensioni, essendo il PSD superiore a 65. Per quanto riguarda il Metodo 2, invece, il 54.56% delle popolazioni (23 su 42) sono considerate bilanciate, nel 45.24% dei casi (19 popolazioni su 42) i valori del PSD risultano inferiori a 35, mentre in nessun caso il PSD supera la soglia di 65 (Figura 6.3.31).

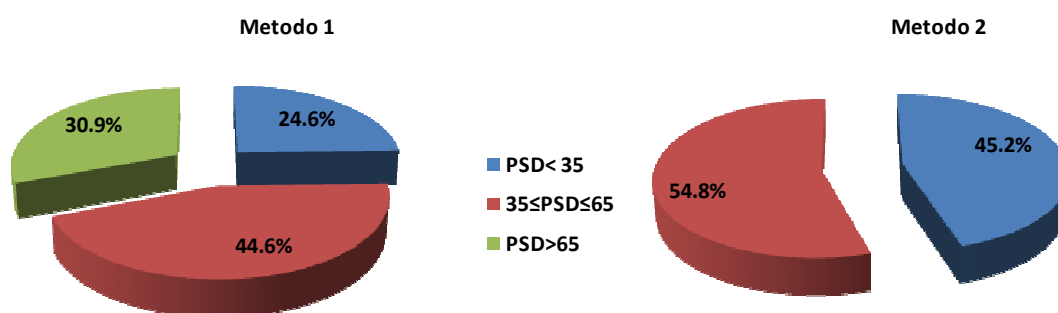


Figura 6.3.31 – Percentuali delle popolazioni di rovelia suddivise sulla base dai valori di PSD calcolati con entrambi i metodi.

Anche per la rovela, quindi, così come per il barbo tiberino ed il cavedano, il Metodo 1 fornisce una risposta più articolata sulla struttura delle popolazioni analizzate, le quali si distribuiscono in maniera più uniforme nelle diverse categorie di giudizio, e si dimostra, quindi, più flessibile rispetto al Metodo 2 che tende a sottovalutare il valore del PSD.

La regressione lineare tra la lunghezza media degli esemplari delle singole popolazioni ed i valori di PSD evidenzia come, nel caso del Metodo 1, vi sia una relazione positiva ed altamente significativa tra i due parametri, per cui all'aumentare delle dimensioni medie degli esemplari nella popolazione aumenta anche il PSD. Nessuna relazione emerge, invece, nel Metodo 2 (figura 6.3.32) (tabella 6.3.18).

ANCOVA	Metodo 1	Metodo 2
F = 153.41 p = 0.000	$PSD = -54.42 + 13.31 LT$ $r^2 = 0.654; r = 0.809; p = 0.000$	$PSD = 25.43 + 1.31 LT$ $r^2 = 0.029; r = 0.172; p = 0.277$

Tabella 6.3.18 – Analisi di regressione lineare LT – PSD della rovela.

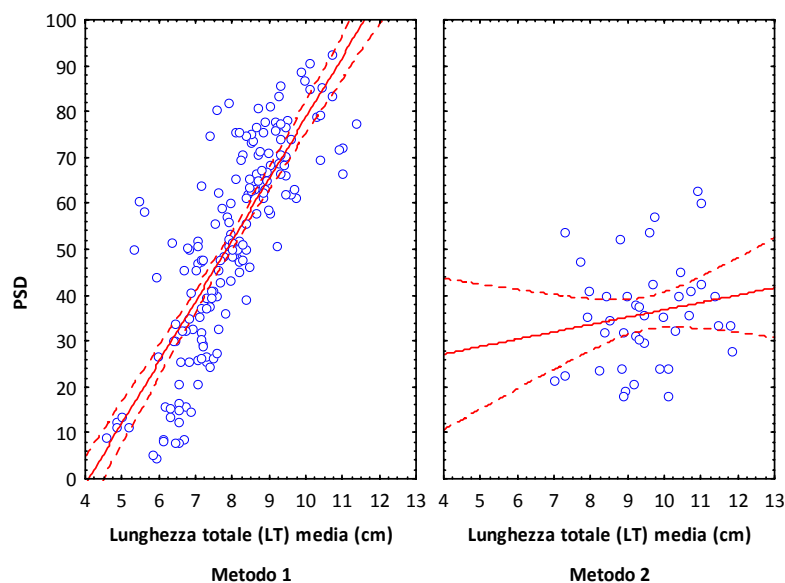


Figura 6.3.32 – Relazione tra la lunghezza degli esemplari di ciascuna popolazione di rovela e i corrispondenti valori di PSD.

Questo testimonia la maggiore sensibilità del Metodo 1 nel mettere in risalto le variazioni delle dimensioni degli esemplari tra le diverse popolazioni.

L'analisi della covarianza rileva che le differenze tra i due metodi risultano altamente significative dal punto di vista statistico ($F = 153.41$; $p = 0.000$): a parità di lunghezza media degli esemplari ($LT = 8.24$), la media aggiustata del PSD calcolato con il Metodo 1 è pari a 54.68 mentre quella relativa al Metodo 2 risulta 22.02 (Figura 6.3.33): nel primo caso il valore indicherebbe una struttura ben equilibrata, mentre, relativamente al Metodo 2, il campione sembrerebbe caratterizzarsi per un eccesso di esemplari di piccola taglia. Anche per la rovela, quindi, i due metodi mostrano un diverso comportamento in funzione delle dimensioni degli esemplari delle diverse popolazioni: il PSD calcolato con il Metodo 1 risulta significativamente più sensibile alla composizione in lunghezza delle popolazioni analizzate.

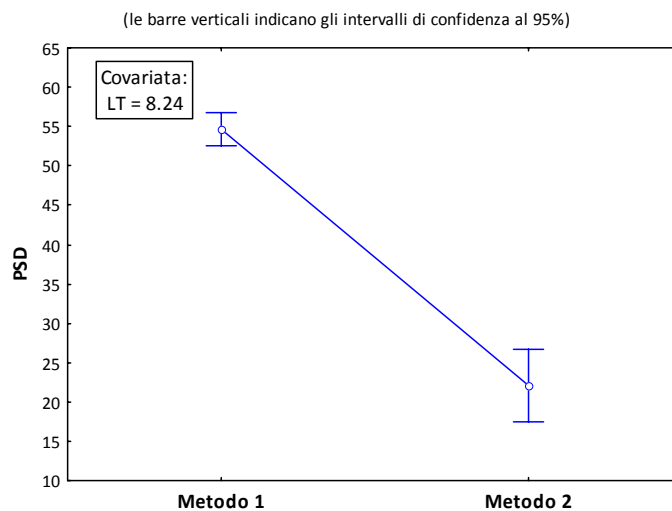


Figura 6.3.33 – Analisi della covarianza: confronto tra le medie aggiustate del PSD nei due metodi.

6.3.5 – VAIRONE *Telestes muticellus* (Bonaparte, 1837)

Le soglie di riferimento per il calcolo degli indici di struttura del vairone sono state sviluppate utilizzando 12996 esemplari provenienti da 113 popolazioni. La composizione in lunghezza del campione è riportata in figura 6.3.34; le dimensioni degli esemplari esaminati variano da un minimo di 2.0 cm ad un massimo di 19.0 cm, con un valore medio pari a 7.69 cm.

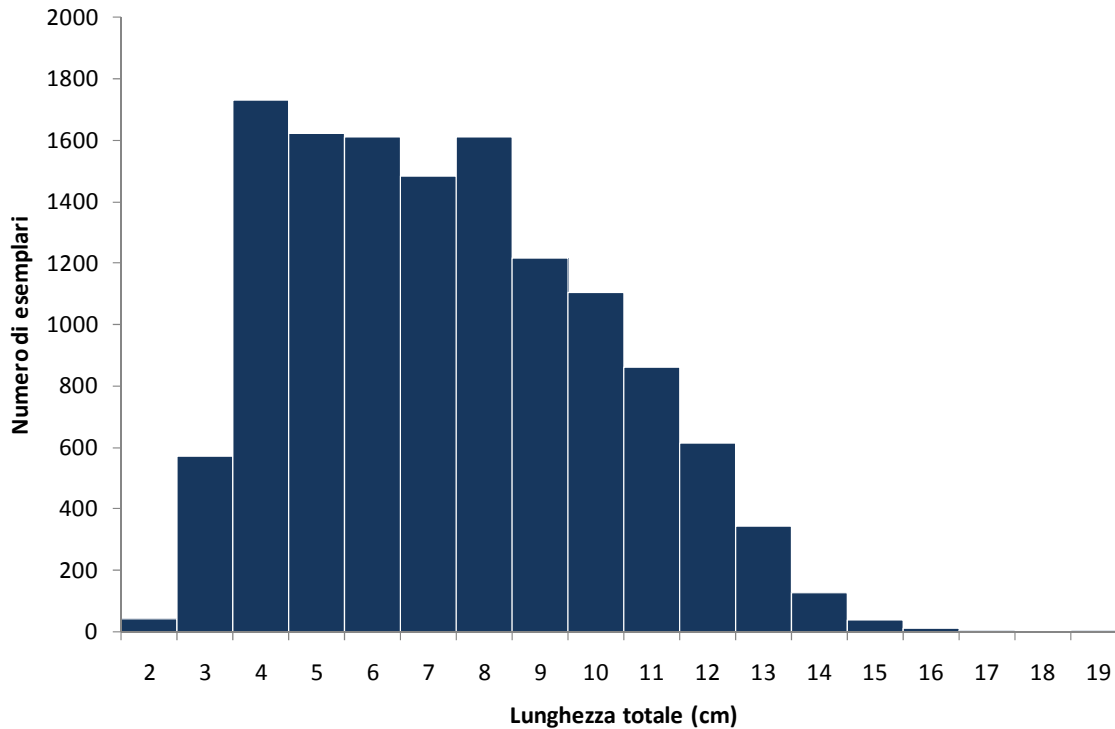


Figura 6.3.34 – Composizione in lunghezza del campione complessivo del vairone.

La tabella 6.3.19 riporta le soglie delle diverse categorie di taglia necessarie al calcolo dell'RSD stimate utilizzando come parametro di riferimento la lunghezza massima della specie che nell'area indagata risulta pari a 19.0 cm (Metodo 1).

La tabella 6.3.20, invece, riporta i valori di tali soglie stimate utilizzando come parametri la lunghezza asintotica media e la lunghezza alla maturità (Metodo 2): la prima risulta pari a 20.41 cm, mentre la seconda, stimata mediante la formula generale di Froese e Binohlan (2000), per il vairone corrisponde a 12.53 cm; tale valore risulta, però, sovrastimato in quanto il vairone raggiunge la maturità sessuale a due o tre anni di vita (Zerunian, 2004) che, nell'area di studio, corrisponde a circa 7 - 10 cm.

I valori di riferimento per le diverse classi di taglia risultano considerevolmente differenti nei due metodi, soprattutto per quanto riguarda le categorie *stock*, *quality* e *preferred* (tabelle 6.3.19-20), con il Metodo 1 che fornisce, per ciascuna categoria di taglia, lunghezze di riferimento sempre inferiori a quelle calcolate con il Metodo 2.

Categoria	% di LT_{max} (19.0 cm)	Classi di lunghezza basate sulle % di LT_{max}	Lunghezza di riferimento
Stock (S)	20 – 26%	3.8 – 4.9 cm	4 cm
Quality (Q)	36 – 41%	6.8 – 7.8 cm	7 cm
Preferred (P)	45 – 55%	8.6 – 10.5 cm	9 cm
Memorable (M)	59 – 64%	11.2 – 12.2 cm	12 cm
Trophy (T)	74 – 80%	14.1 – 15.2 cm	15 cm

Tabella 6.3.19 – Metodo 1: valori di riferimento per il calcolo dell'RSD del vairone.

Categoria	Equazioni utilizzate per il calcolo delle soglie	Lunghezza di riferimento
Stock (S)	$(S) = Q - ((T - Q)/3)$	11 cm
Quality (Q)	$(Q) = 13.76$	13 cm
Preferred (P)	$(P) = Q + ((T - Q)/3)$	14 cm
Memorable (M)	$(M) = Q + (((T - Q)/3) \times 2)$	15 cm
Trophy (T)	$(T) = 22.66 \times 0.8$	16 cm

Tabella 6.3.20 – Metodo 2: valori di riferimento per il calcolo dell'RSD del vairone.

Allo scopo di verificare quale dei due metodi sia più efficace nel valutare la struttura di popolazione del vairone, le soglie della categorie *stock* e *quality*, determinate con entrambi i metodi, sono state applicate al campione precedentemente descritto (113 popolazioni, 12996 esemplari) per calcolare il PSD, complessivamente e in ognuna delle popolazioni considerate. Anche per il vairone la scelta del metodo con cui il PSD viene calcolato condiziona in maniera significativa il giudizio che può essere espresso sulla struttura in lunghezza del campione analizzato. Se le soglie *stock* e *quality*, vengono, infatti, applicate al campione complessivo, il PSD stimato con il Metodo 1 risulta pari a 60, mentre il Metodo 2 fornisce un valore pari a 26; le differenze tra le due stime risultano statisticamente significative al test del χ^2 ($T = 785.94$; $p < 0.05$). Pertanto, secondo il Metodo 1, la struttura in lunghezza del campione analizzato

risulta bilanciata, mentre, per il Metodo 2 è sbilanciata a favore degli esemplari di piccola taglia, essendo il corrispondente valore di PSD inferiore a 35.

Ulteriori informazioni vengono fornite dal calcolo del PSD con i due metodi nelle singole popolazioni.

Utilizzando le soglie calcolate con il Metodo 1, per tutte le popolazioni considerate è stato possibile determinare il valore corrispondente di PSD, mentre, per quanto riguarda il Metodo 2, in 9 popolazioni su 113 (7.96% del totale) non è stato possibile calcolarlo poiché in esse tutti gli esemplari presentavano dimensioni inferiori alla taglia *stock*. Per tale motivo, il set di dati del Metodo 1 resta invariato, mentre in quello utilizzato per valutare il Metodo 2 sono state eliminate le popolazioni in cui non era possibile determinare l'indice di struttura e risulta, perciò, costituito da 104 e 12753 esemplari. Il valore della lunghezza *stock* notevolmente più elevato rispetto al Metodo 1, determina, quindi, nel Metodo 2 una maggiore probabilità che, per una determinata popolazione, il PSD non possa essere calcolato per l'assenza di esemplari al di sopra di questa soglia limite.

Nelle 104 popolazioni di vairone per le quali è stato possibile confrontare il PSD calcolato con i due metodi, nel 60.6% dei casi (63 popolazioni) i valori risultano significativamente differenti al test del χ^2 ($T > 3.841$; $p < 0.05$). In tutte queste popolazioni il PSD calcolato con il Metodo 1 risulta maggiore di quello calcolato con il metodo alternativo. Anche considerando le singole popolazioni, quindi, il Metodo 1 giudica la loro struttura in lunghezza maggiormente spostata verso gli esemplari più grandi, rispetto al Metodo 2.

Per verificare la validità dei valori di PSD calcolati, ad entrambi i set di dati sono state applicate le tabelle di Gustafson per la determinazione degli intervalli di confidenza (Tabella 5.1). Per un dato valore di PSD, le tabelle forniscono il numero minimo di esemplari di taglia *stock* necessario al calcolo di tali limiti fiduciali. Dall'applicazione di queste tabelle emerge che, per quanto riguarda il campione utilizzato per il Metodo 1, nel 21.24% delle popolazioni (24 su 113) il PSD risulta poco attendibile poiché l'intervallo dei limiti fiduciali è eccessivamente ampio. Nel caso del Metodo 2, invece, la percentuale delle popolazioni con valori di PSD non attendibile sale al 79.81% (83 casi su 104).

La figura 6.3.35 mostra la relazione tra l'attendibilità dei valori del PSD stimato con il Metodo 1 e le dimensioni delle popolazioni. In questo set di dati una sola popolazione presenta un numero di esemplari di taglia *stock* inferiore a 10 ed il corrispondente valore di PSD risulta non attendibile, quando il numero di questi esemplari è compreso tra 10 e 19 la validità dell'indice è pari al 23.08%; nel caso in cui gli individui *stock* risultano superiori a 20

6.3 Proportional Stock Density (PSD)

l'attendibilità del PSD aumenta all'aumentare delle dimensioni della popolazione variando tra il 54.14% ed il 98.39%.

Quando si utilizzano le soglie calcolate con il Metodo 2, in 53 popolazioni, sulle 104 esaminate, il numero degli esemplari di taglia *stock* è inferiore a 10 ed i corrispondenti valori di PSD risultano inattendibili (Figura 6.3.36). La percentuale di attendibilità aumenta progressivamente con l'aumentare delle dimensioni delle popolazioni, sebbene, quelle che presentano un numero di esemplari *stock* superiore a 30 risultano molto scarse.

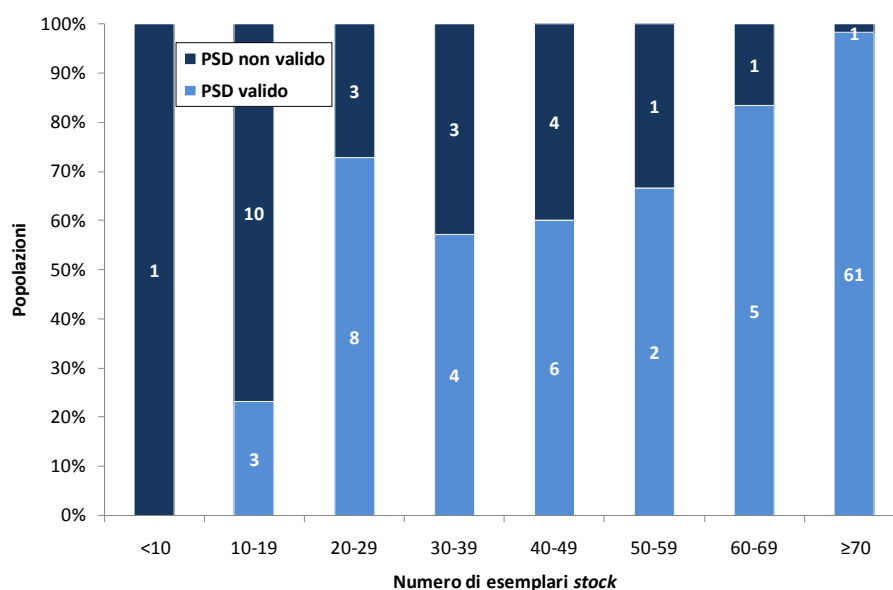


Figura 6.3.35 – Metodo 1: validità dei valori di PSD sulla base delle dimensioni delle popolazioni del *vairone*. (Al centro delle colonne dell'istogramma è riportato il numero delle popolazioni).

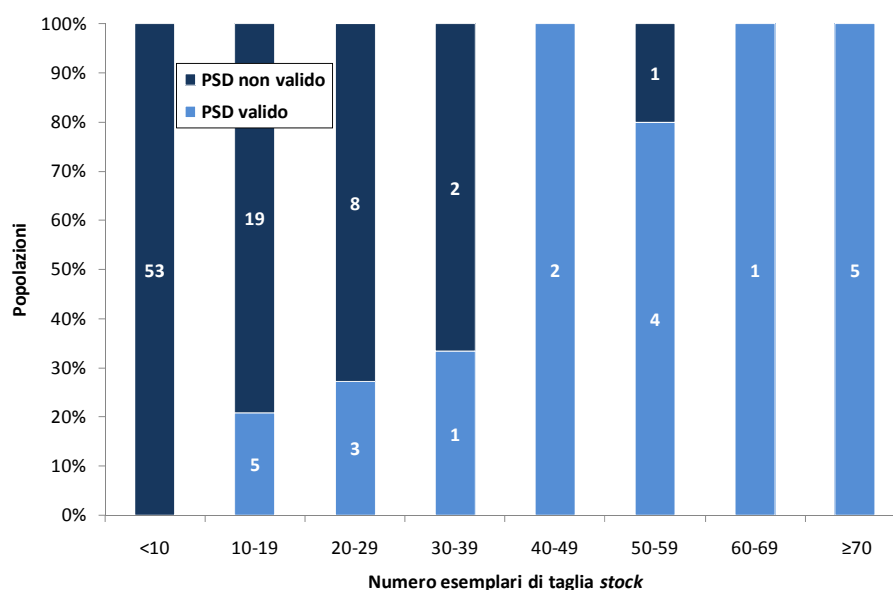


Figura 6.3.36 – Metodo 2: validità dei valori di PSD sulla base delle dimensioni delle popolazioni del *vairone*. (Al centro delle colonne dell'istogramma è riportato il numero delle popolazioni).

Anche in questo caso, così come per le altre specie indagate, dall'analisi relativa all'applicazione delle tabelle di Gustafson, risulta evidente che l'utilizzo del Metodo 2 determina una probabilità molto più elevata, rispetto al Metodo 1, che il PSD calcolato sia poco attendibile a causa di un numero insufficiente di esemplari di taglia *stock*.

Le popolazioni con valori di PSD non attendibile sono state escluse dalle successive analisi, pertanto il campione utilizzato per valutare il Metodo 1 risulta ora composto da 12281 esemplari provenienti da 89 popolazioni. In queste il PSD varia da un minimo di 10.11 ad un massimo di 98.36 con un valore medio pari a 58.67. Per quanto riguarda il Metodo 2, invece, il numero di esemplari restanti è pari a 4965 divisi in 21 popolazioni; in questo caso, i valori di PSD, calcolati per ciascuna popolazione, oscillano tra 9.26 e 60.00, con una media di 34.32 (Tabella 6.3.21). Il confronto statistico tra i due metodi (Figura 6.3.37) evidenzia come le differenze nei valori medi del PSD risultino altamente significative (Mann – Whitney U test: $Z = 5.096$; $p = 0.000$). In media, quindi, il Metodo 1 considera le popolazioni analizzate bilanciate dal punto di vista della struttura in taglia degli esemplari, mentre, secondo il Metodo 2, risultano sbilanciate a favore degli esemplari di più piccole dimensioni, essendo il corrispondente valore medio del PSD inferiore a 35.

	Popolazioni	Media	Mediana	Minimo	Massimo	Deviazione Standard
Metodo 1	89	58.67	59.60	10.11	98.36	19.29
Metodo 2	21	34.32	32.50	9.26	60.00	11.49

Tabella 6.3.21 – Statistica descrittiva dei valori di PSD del vairone calcolati con entrambi i metodi.

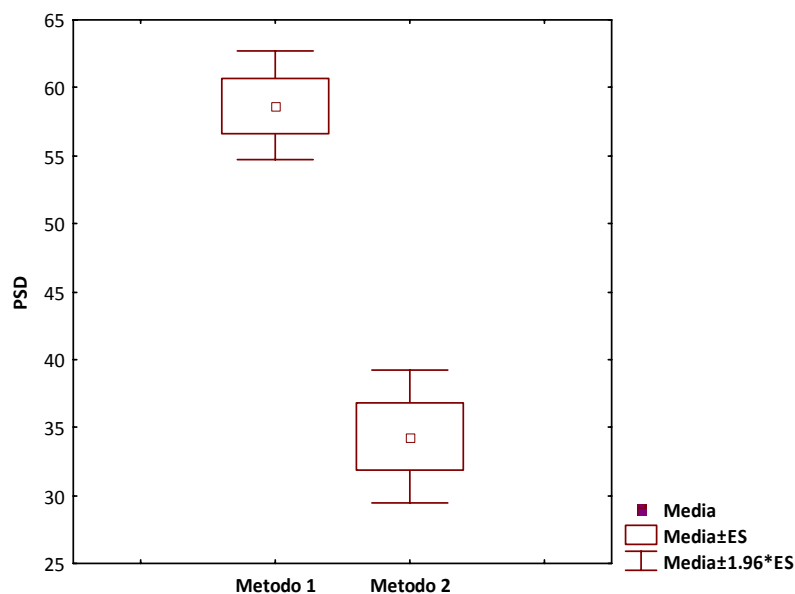


Figura 6.3.37 – Confronto tra i valori medi del PSD del vairone calcolato con entrambi i metodi.

Se si analizzano i risultati ottenuti nelle singole popolazioni e sulla base del range dei valori di PSD che definiscono una popolazione ben bilanciata ($35 \leq \text{PSD} \leq 65$), si osserva che, secondo il Metodo 1, le popolazioni che presentano un PSD compreso tra 35 e 65 risultano 45 su un totale di 89 (50.56%); quelle i cui valori di PSD sono inferiori a 35 e che, quindi, possono essere considerate costituite principalmente da esemplari di piccole dimensioni sono 12 (13.48% del totale), mentre sono 32 (35.96% del totale) le popolazioni con valori dell'indice superiori a 65 e che, quindi, presentano una struttura poco equilibrata per un eccesso di esemplari di taglia grande (Figura 6.3.38).

Relativamente al Metodo 2, invece, le popolazioni che possono essere considerate bilanciate ($35 \leq \text{PSD} \leq 65$) sono 9 su 21 (42.86%), quelle con valori di PSD inferiore a 35 rappresentano il 57.14% del totale (12 su 21), mentre in nessuna popolazione vengono raggiunti valori superiori a 65 (Figura 6.3.38). L'analisi di questi dati rivela una situazione abbastanza simile alla rovello ed alle altre specie ittiche esaminate; anche per il vairone, infatti, il Metodo 2 risulta meno flessibile, rispetto al Metodo 1, nel valutare la composizione in taglia delle popolazioni esaminate e tende a sottovalutare il valore del PSD; il Metodo 1, invece, riesce a dare un giudizio più articolato sulla struttura delle popolazioni che si distribuiscono in maniera più uniforme nelle diverse classi di giudizio.

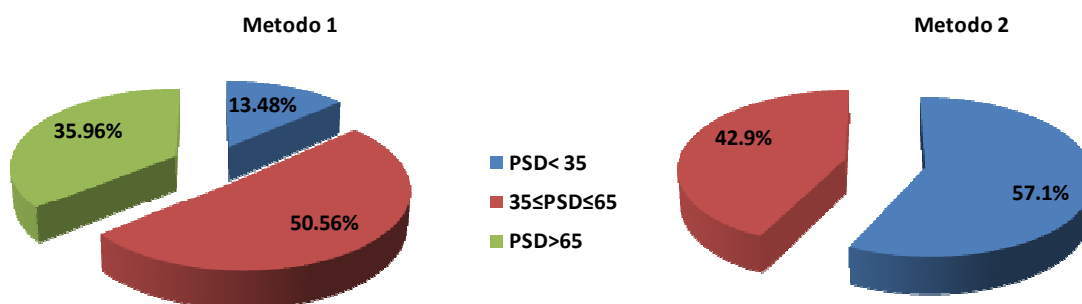


Figura 6.3.38 – Percentuali delle popolazioni di vairone suddivise sulla base dai valori di PSD calcolati con entrambi i metodi.

La capacità che l'indice di struttura ha di variare in funzione della taglia degli esemplari che costituiscono il campione è stata utilizzata per valutare l'efficacia dei due metodi nell'evidenziare le differenze nella composizione in taglia delle popolazioni studiate. L'analisi è stata effettuata mediante la regressione lineare tra la lunghezza media degli esemplari di

ciascuna popolazione esaminata ed i corrispondenti valori di PSD calcolati con entrambi i metodi; la tabella 6.3.22 e la figura 6.3.39 ne mostrano i risultati.

L'analisi evidenzia come, nel caso del Metodo 1 vi sia una relazione positiva ed altamente significativa tra i due parametri, per cui all'aumentare delle dimensioni medie degli esemplari delle singole popolazioni aumenta anche il corrispondente valore di PSD. Nessuna relazione, invece, emerge nel caso del Metodo 2. Il confronto statistico, effettuato mediante l'ANCOVA utilizzando come covariata la lunghezza media, mostra come, a parità di dimensioni medie degli esemplari delle popolazioni (LT = 7.82), la media aggiustata del PSD calcolato con il Metodo 1 (60.49) risulta significativamente maggiore rispetto a quella calcolata con il Metodo 2 (26.58) (F = 104.98; p = 0.000) (Figura 6.3.40); pertanto, il valore relativo al Metodo 1 indicherebbe una struttura ben equilibrata del campione, mentre, secondo il Metodo 2, sembrerebbe caratterizzato da un eccesso di esemplari di piccola taglia.

Come nel caso delle altre specie ittiche esaminate, anche per il vairone i due metodi evidenziano un diverso comportamento in funzione delle dimensioni degli esemplari delle diverse popolazioni analizzate; il Metodo 1, infatti, risponde più efficacemente alle variazioni di taglia rispetto al Metodo 2.

ANCOVA	Metodo 1	Metodo 2
F = 104.98 p = 0.000	$PSD = -44.22 + 13.49 LT$ $r^2 = 0.730; r = 0.855; p = 0.000$	$PSD = 27.29 + 0.81 LT$ $r^2 = 0.016; r = 0.125; p = 0.589$

Tabella 6.3.22 – Analisi di regressione lineare LT – PSD del vairone.

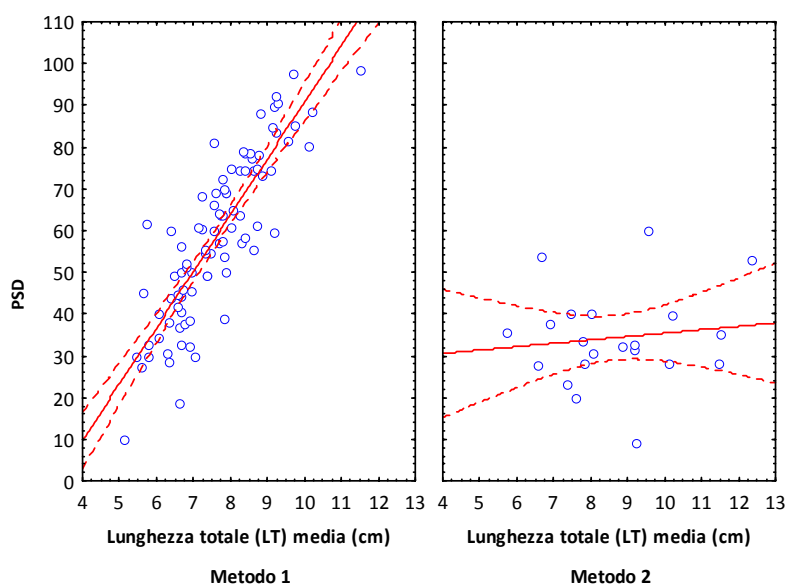


Figura 6.3.39 – Relazione tra la lunghezza degli esemplari di ciascuna popolazione di vairone e i corrispondenti valori di PSD.

6.3 Proportional Stock Density (PSD)

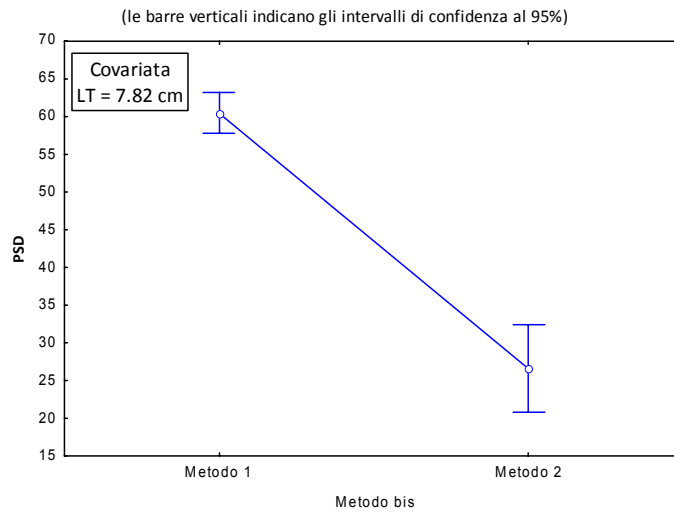


Figura 6.3.40 – Analisi della covarianza: confronto tra le medie aggiustate del PSD nei due metodi.

CAPITOLO 7

CONCLUSIONI

7 – CONCLUSIONI

La disponibilità di indici di facile applicazione, capaci di riflettere il grado di adattamento di un organismo al proprio ambiente, aiuta nella comprensione dei fattori che ne condizionano l'esistenza, permette di inferire sulle dinamiche in atto e fornisce un valido aiuto nella gestione di una popolazione ittica.

L'accrescimento, essendo influenzato da numerosi fattori, biotici ed abiotici, costituisce un'utile metrica per valutare la disponibilità di alimento e l'adeguatezza dell'habitat per una determinata popolazione ittica. Pertanto, l'individuazione dei criteri standard di riferimento permette di esprimere un giudizio obiettivo sulla qualità di un accrescimento e rappresenta uno strumento per valutare la correttezza delle scelte gestionali intraprese.

Per analizzare l'accrescimento di popolazioni diverse, Živkov et al. (1999) suggeriscono di confrontare le lunghezze medie di esemplari aventi la stessa età. Sebbene, all'interno di una popolazione, individui della stessa età possano presentare una considerevole variabilità nella lunghezza (Pilling et al., 2002), i parametri dell'accrescimento medio sono molto spesso adeguati a descrivere le caratteristiche di una popolazione (Sainsbury, 1980). In questo caso, secondo Britton (2007), il metodo migliore per analizzare l'accrescimento di una popolazione ittica è rappresentato dall'utilizzo di indici comparativi che valutano le differenze tra le lunghezze osservate alle diverse età rispetto a dei valori di riferimento (Hickley e Dexter, 1979; Hartvich and Kubečka, 1984; Hickley and Sutton, 1984; Kubečka, 1994; Cowx, 2000).

Le soglie calcolate per valutare l'accrescimento in lunghezza delle specie ittiche nel bacino del fiume Tevere evidenziano una notevole plasticità tra le diverse popolazioni di una stessa specie. Britton (2007) riporta i valori di riferimento dei parametri dell'equazione di von Bertalanffy L_{∞} e k per 15 specie ittiche, sviluppati per i corsi d'acqua britannici. Anche in questo caso, le specie esaminate esibiscono una considerevole variabilità nei pattern di accrescimento. Tra le specie esaminate da Britton vi sono anche il cavedano e la trota fario. Rispetto ai valori riportati da questo autore, per quanto riguarda il cavedano, gli standard relativi al bacino del fiume Tevere risultano notevolmente più bassi, sia in termini di lunghezza asintotica che di tasso di accrescimento (Britton: $L_{\infty} = 80.1$ cm, $k = 0.94$ anni⁻¹; bacino del Tevere: $L_{\infty} = 53.0$ cm, $k = 0.15$ anni⁻¹); relativamente alla trota fario, le lunghezze asintotiche risultano abbastanza simili (Britton: $L_{\infty} = 42.4$ cm; bacino del Tevere: $L_{\infty} = 40.7$ cm), mentre i valori di k sono alquanto differenti (Britton: $k = 0.79$ anni⁻¹; bacino del Tevere: $k = 0.15$ anni⁻¹).

I fattori causali di questa variabilità nell'accrescimento sono numerosi e molto spesso correlati tra di loro; essi includono, oltre ai fattori genetici, anche quelli ambientali (Weatherley e Gill, 1987). Nei bacini idrici del Mediterraneo, infatti, le condizioni ambientali influenzano profondamente l'ecologia delle diverse specie ittiche e, pertanto, sono considerati

i principali fattori che determinano le differenze intraspecifiche nell'accrescimento (Lobón-Cerviá et al. 1991; Herrera e Fernández-Delgado 1994; Fernández-Delgado e Herrera 1995; Gerald e Collares-Pereira, 1995). Tra questi, soprattutto la temperatura (Brett, 1979), la disponibilità di cibo (Jones, 1986) e la densità (Lorenzen e Enberg, 2001) sono tra i maggiori responsabili delle differenze che si registrano nell'accrescimento delle popolazioni all'interno di una stessa specie. L'accrescimento densità-dipendente rappresenta un importante e frequente meccanismo di regolazione descritto in molte popolazioni ittiche (Beverton e Holt, 1957; Rochet, 1998; Post et al. 1999; Jenkins et al. 1999); numerosi autori (Beverton e Holt 1957; Walters e Post, 1993; Lorenzen, 1996; Shin e Rochet, 1998) hanno evidenziato come questo fenomeno, causato dalla competizione per le risorse alimentari, influenzi la lunghezza asintotica dei pesci (L_{∞}). L'accrescimento, inoltre, può condizionare direttamente o indirettamente le dinamiche di reclutamento e le interazioni trofiche, alterando l'età di prima riproduzione e la struttura di popolazione (Quist et al., 2003).

Le curve di riferimento sviluppate per le specie ittiche del bacino del fiume Tevere, così come altri strumenti comparativi, grazie alla loro facile interpretazione, possono costituire un mezzo efficace per valutare l'accrescimento di una popolazione rispetto agli standard tipici della specie nell'area di studio; possono, inoltre, rappresentare una fonte di informazioni sui fattori ambientali che influenzano l'accrescimento ed evidenziare eventuali problematiche che possono affliggere una popolazione (ad esempio il sovrasfruttamento) o fornire un feedback sulle pratiche gestionali (taglia minima di cattura, tipologia degli attrezzi di pesca consentiti etc.) (Quist et al., 2003).

Confrontare curve di accrescimento, però, non è sempre facile e si può giungere a giudizi contraddittori quando queste si sovrappongono o si intersecano. Infatti, le differenze nei tassi di accrescimento che si possono osservare tra esemplari di giovane età non persistono per tutta la vita: pesci che inizialmente presentano una crescita lenta, durante il corso della loro vita, possono cambiare la loro velocità di accrescimento e superare quelli che in un primo momento presentavano una crescita rapida raggiungendo, quindi, lunghezze maggiori (Kinne, 1960). Sebbene alcuni autori usino il parametro k del modello di von Bertalanffy come un indice del tasso di accrescimento (Francis, 1996), nessuno dei due parametri dell'equazione (L_{∞} e k), considerato da solo, permette di confrontare accrescimenti diversi (Pauly et al., 1996). L'indice di performance (Φ'), invece, può essere considerato uno strumento efficace per confrontare i parametri di von Bertalanffy di differenti popolazioni (Pauly et al., 1996).

I valori di riferimento di Φ' calcolati per le specie ittiche del bacino del fiume Tevere confermano il giudizio fornito dalle curve di accrescimento standard. Infatti, così come evidenziato in una precedente ricerca (Pedicillo et al., 2010) le soglie di riferimento di Φ'

umentano concordemente con il giudizio di qualità espresso dalle corrispondenti curve di accrescimento standard. Pertanto, per una determinata specie ittica, i valori limite di Φ' , unitamente alle corrispondenti curve della relazione lunghezza - età, possono costituire una ulteriore risorsa per valutare sinteticamente la qualità complessiva dell'accrescimento di una determinata popolazione rispetto agli standard che sono tipici della specie nell'area di studio.

Le equazioni delle curve di riferimento per l'accrescimento teorico in lunghezza riportate in questo studio possono essere utilizzate, inoltre, per stimare, per una data specie, la lunghezza attesa ad una data età e questa essere confrontata con la lunghezza reale di un esemplare o gruppi di esemplari all'interno di una popolazione, in accordo con il *relative growth index* (RGI) sviluppato da Quist et al., (2003).

Hubert (1999) raccomanda di utilizzare la distribuzione percentile delle lunghezze medie, e le curve ad esse associate, come metodo standard per confrontare l'accrescimento tra popolazioni, mentre Quist et al. (2003) consigliano di utilizzare entrambi i metodi. Secondo questi ultimi autori, infatti, i valori percentili risultano più descrittivi, mentre l'RGI può essere utilizzato per una indagine più approfondita. Questi metodi, infatti, permettono l'analisi dell'accrescimento non più soltanto a livello di popolazione, ma anche a quello di singoli individui; in tal modo, possono essere meglio condotti i confronti statistici tra gruppi diversi, ad esempio, di età o di classi di lunghezza (Quist et al., 2003) che, invece, non è possibile effettuare quando si utilizzano le sole curve di accrescimento. Tuttavia l'utilizzo dell'RGI è subordinato alla determinazione preventiva di modelli che definiscano gli standard tipici della specie, che rappresenta lo scopo di questa ricerca. L'RGI, inoltre, permette di valutare le singole classi di età all'interno di una popolazione ma non fornisce un giudizio complessivo sulla qualità del suo accrescimento. I valori di riferimento dell'indice di performance Φ' , unitamente alle rispettive curve di accrescimento sembrano invece più adatti a questo scopo (Pedicillo et al., 2010; García e Duarte, 2006).

La relazione lunghezza – peso, è considerata un importante strumento in ittiologia, specialmente negli studi ecologici, in dinamica di popolazione e nella gestione degli stock (Lagler et al., 1962; Froese, 2006; Abdoli et al., 2008; Ferreira et al., 2008; Vaslet et al., 2008; Epler et al., 2009). Tale relazione permette di derivare il peso conoscendo la lunghezza degli esemplari (Beyer, 1991) risultando utile quando sono necessarie rapide stime di biomassa (Froese 2006, Vaslet et al., 2008), ma aiuta anche a calcolare la relazione peso – età (Petrakis e Stergiou, 1995) e convertire le equazioni lunghezza – età in accrescimento in peso (Pauly, 1984).

Quando i valori del coefficiente b della regressione lunghezza - peso sono prossimi a 3 indicano che gli esemplari di una popolazione si accrescono in modo isometrico; in questo caso

l'accrescimento di un pesce avviene senza che si modifichino le proporzioni del corpo e, quindi, senza cambiamenti di forma (Froese, 2006), mentre valori diversi da 3 denotano un accrescimento di tipo allometrico (Bagenal e Tesch, 1978).

Per quanto riguarda le specie ittiche del bacino del fiume Tevere, nella trota, nel cavedano e nella rovela il coefficiente di regressione b evidenzia una tendenza all'allometria positiva. In queste specie, infatti, i valori medi di b risultano significativamente maggiori di 3; questo vuol dire che, durante l'accrescimento, esse tendono a penalizzare la lunghezza sul peso e, pertanto, gli esemplari più piccoli si presentano con un corpo più allungato rispetto a quelli di più grandi dimensioni (Froese, 2006). L'accrescimento del barbo e del vairone, invece, nell'area indagata si avvicina molto all'isometria; i valori medi del coefficiente di regressione, infatti, non differiscono in maniera significativa da 3 e, quindi, in queste specie l'accrescimento avviene in maniera proporzionale nelle tre dimensioni dello spazio. (Froese, 2006).

I valori del coefficiente b registrati nel bacino del fiume Tevere, sebbene risultino conformi con quanto suggerito da Carlander (1969), secondo cui l'intervallo ottimale all'interno del quale deve essere compreso il parametro b è 2.5 – 3.5, presentano una elevata variabilità. Se questa plasticità nel tipo di accrescimento ha un significato adattativo, la sua origine può essere spiegata in termini evolutivisti. La spiegazione più diretta è che il bacino del fiume Tevere comprende diversi tipi di habitat che si differenziano per le condizioni ambientali generali. In questa situazione, la variabilità nell'allometria potrebbe essersi evoluta in risposta a differenti pressioni ambientali che si riflettono in variazioni della forma del corpo (Patiman et al., 2009).

Per quanto riguarda il fattore forma, i valori medi variano da 0.0096 nel cavedano a 0.0108 nel vairone e, quindi, rispetto ai valori di riferimento riportati da Froese (2006), le specie studiate nel bacino del fiume Tevere si collocano in una posizione intermedia tra quelle aventi un corpo allungato e quelle fusiformi. Analizzando il fattore forma risulta evidente come le specie più spiccatamente reofile, come la trota ed il vairone (Carosi, 2006), presentino i valori medi di tale indice prossimi a quelli delle specie fusiformi e, quindi, dotate di una maggiore idrodinamicità. Al contrario, il cavedano, pur avendo la capacità di estendere la propria distribuzione per buona parte del gradiente longitudinale dei corsi d'acqua del bacino del fiume Tevere, raggiunge densità progressivamente maggiori nei tratti intermedi e di pianura (Pedicillo et al., 2010a e 2010b) dove la velocità di corrente risulta minore. Questa maggiore tendenza alla limnofilia è confermata dal fattore forma che per tale specie risulta più prossimo ai pesci aventi un profilo allungato.

Le curve di riferimento che descrivono la relazione lunghezza – peso delle specie analizzate, insieme ai valori del fattore forma, possono contribuire a chiarire le variazioni dei

pattern di accrescimento nelle popolazioni ittiche suggerendo differenti strategie in risposta alla variabilità delle caratteristiche ambientali.

A differenza dell'accrescimento, per il quale gli standard di riferimento sono molto scarsi, negli anni recenti sono state sviluppate una varietà di metriche per descrivere e confrontare la struttura delle popolazioni ittiche. Infatti, l'analisi di tale caratteristica è ampiamente utilizzata per valutare l'integrità biotica delle popolazioni ittiche e costituisce uno dei parametri fondamentali che devono essere considerati quando si utilizza la fauna ittica come indicatore biologico (Pedicillo et al., 2010a e 2010b) in accordo, ad esempio, alla "Water Framework Directive" (EU, 2000). La determinazione dell'età nei pesci è metodologicamente complessa, oltre ad avere un costo, sia in termini di tempo che economici (Gassner et al., 2003). Per lo studio della struttura di una popolazione ittica, un metodo alternativo alla determinazione dell'età, meno dispendioso e di facile utilizzo, è rappresentato da indici che si basano sui dati di frequenze delle lunghezze, come il PSD e l'RSD. Questi ultimi forniscono una stima numerica dello scostamento della struttura di una popolazione rispetto a condizioni di riferimento (Anderson, 1976; Gabelhouse, 1984) e sono largamente applicati in Nord America.

L'analisi dei valori di riferimento per le categorie di taglia *stock* e *quality* utili al calcolo del PSD delle specie del bacino del fiume Tevere evidenzia come i due metodi considerati per la loro stima restituiscano dei valori fortemente dissimili, con il Metodo 1 che fornisce delle soglie notevolmente inferiori al Metodo 2. I valori forniti da quest'ultimo, inoltre, sembrano essere troppo elevati rispetto alle condizioni locali. Secondo Gabelhouse (1984), infatti, la taglia *stock* viene spesso considerata come la taglia alla quale gli esemplari si approssimano alla maturità sessuale. Nel bacino del fiume Tevere, le lunghezze alla maturità delle specie esaminate (Bicchi et al., 2010; Rocchini, 2010) risultano notevolmente inferiori rispetto a quelle calcolate con il Metodo 2 mediante la formula fornita da Froese e Binohlan (2000).

L'esame dei risultati, ottenuti applicando i valori di riferimento *stock* e *quality* per il calcolo del PSD alle popolazioni del bacino del Tevere, evidenzia come la scelta del metodo utilizzato condizioni in maniera significativa il giudizio sulla qualità della struttura di popolazione. Ad eccezione della trota fario, infatti, per tutte le specie esaminate i valori del PSD calcolati con il Metodo 1 risultano superiori a quelli calcolati con il Metodo 2. Secondo il Metodo 1, quindi, la distribuzione delle lunghezze nelle popolazioni risulta maggiormente spostata, rispetto al giudizio fornito dal Metodo 2, verso gli esemplari di taglia maggiore.

Nella trota fario, invece, il giudizio si inverte: il PSD calcolato con il Metodo 1 risulta significativamente inferiore a quello relativo al Metodo 2. Le ragioni di questo risultato vanno ricercate, probabilmente, nella taglia massima sulla base della quale sono stati calcolati i valori di riferimento delle categorie dimensionali nel Metodo 1. Seguendo l'approccio tradizionale

proposto da Gabelhouse (1984), per una data specie, le soglie di riferimento sono calcolate sulla base della sua lunghezza massima registrata a livello mondiale (Anderson e Weithman, 1978; Gabelhouse, 1984). Secondo lo stesso Gabelhouse, però, l'utilizzo della taglia massima registrata a livello mondiale, senza tener conto dell'ambiente di cattura, può determinare alcune complicazioni nell'applicazione degli indici di struttura, soprattutto per le specie stenoterme di acqua fredda. Ad esempio, per molte specie di salmonidi la taglia massima registrata riguarda individui appartenenti a forme migratrici; se tale misura viene utilizzata anche per le forme non migratrici, i valori di riferimento per le categorie di taglia possono risultare troppo elevati (Gabelhouse, 1984) e non adatti alle diverse condizioni locali. Se si considerano, infatti, i valori di riferimento della taglia *stock* e *quality* della trota fario riportati dallo stesso autore (*stock*: 19 – 26 cm; *quality*: 36 – 40 cm), questi risultano molto più elevati rispetto a quelli calcolati per il bacino del fiume Tevere. Per tale motivo, quindi, così come è stato fatto da altri autori (Milewski e Brown, 1994; Hyatt e Hubert, 2001; Zick et al., 2007), nel Metodo 1, per tutte le specie analizzate, è stata utilizzata la lunghezza massima registrata nel bacino del fiume Tevere. Per la trota fario questa misura, che corrisponde a 60 cm, probabilmente risulta ancora troppo elevata; infatti, solo due esemplari nel data set utilizzato raggiungono questa soglia.

Un'ulteriore spiegazione del più basso valore di PSD calcolato con il Metodo 1 nella trota fario potrebbe essere dovuto al fatto che le soglie per la lunghezza *stock* e *quality* nel Metodo 2 sono molto simili (*stock* = 22 cm; *quality* = 25 cm); in tal modo il numero di pesci superiore alla taglia *stock* risulta molto vicino a quello della taglia *quality*, determinando valori elevati di PSD in molte popolazioni. Al contrario, le soglie calcolate con il Metodo 1 sono più distanti (*stock* = 14 cm; *quality* = 23 cm) e, quindi, la differenza tra il numero di pesci superiore alla taglia *stock* e quello superiore alla taglia *quality* risulta maggiore, abbassando i valori dell'indice.

Un aspetto molto importante dell'applicabilità dei due metodi riguarda la probabilità che l'indice non possa essere calcolato per l'assenza di esemplari di dimensioni superiori alla taglia *stock*. Dall'analisi dei dati emerge che, per tutte le specie indagate, il valore di riferimento della taglia *stock* stimata con il Metodo 2 risulta, rispetto al Metodo 1, nettamente più elevato; da ciò deriva una maggiore probabilità che, per una determinata popolazione, il PSD non possa essere calcolato poiché le dimensioni di tutti gli esemplari si trovano al di sotto di questa soglia limite.

Un aspetto da valutare quando si utilizzano questi indici è rappresentato dal livello di precisione dei valori ottenuti. Se si utilizza un campione con un numero di esemplari di taglia *stock* troppo basso la stima del PSD potrebbe avere un grado di imprecisione molto elevato

(Gustafson, 1988). Il calcolo degli intervalli di confidenza corrispondenti ad un determinato valore di PSD possono rappresentare un utile mezzo per valutare il grado di precisione della stima (Gustafson, 1988). Quando le dimensioni del campione risultano troppo piccole e gli intervalli di confidenza del corrispondente valore di PSD sono ampi si dovrebbe incrementare il campione, aumentando lo sforzo di campionamento, per aumentare il grado di precisione della stima (Gustafson, 1988). I risultati evidenziano come, per tutte le specie esaminate, l'utilizzo del Metodo 2, a causa degli elevati valori della taglia *stock*, determini una maggiore probabilità che il PSD calcolato sia poco attendibile a causa di un numero insufficiente di esemplari; l'applicazione di tale metodo richiederebbe, quindi, uno sforzo di campionamento maggiore.

L'efficacia dei due metodi è stata valutata, non solamente sulla base della loro applicabilità, ma anche sulla loro capacità di evidenziare le differenze esistenti nella composizione in taglia delle diverse popolazioni. Valori di PSD compresi tra 35 e 65 sono, generalmente, considerati indicativi di popolazioni ben bilanciate, con tassi di reclutamento, di accrescimento e di mortalità soddisfacenti (Anderson e Wheithman, 1978); valori al di sotto di 35 indicano una carenza di adulti nella popolazione, mentre valori al di sopra di 65 denotano un livello insufficiente di riproduzione o un'eccessiva mortalità tra gli individui più giovani (Pedicillo et al., 2010a). Se si analizza il giudizio fornito dai due metodi sulla qualità della struttura delle singole popolazioni indagate, i risultati mostrano come il Metodo 1 risulti più flessibile e dia una valutazione più articolata. Infatti, in ognuna delle specie esaminate, in base al giudizio espresso dal Metodo 1, le popolazioni si distribuiscono in maniera più uniforme nelle diverse classi di qualità ($PSD < 35$, $35 < PSD < 65$, $PSD > 65$). Nel caso del Metodo 2, invece, i valori del PSD delle singole popolazioni si concentrano maggiormente, rispetto al metodo alternativo, nell'intervallo compreso tra 35 e 65, fornendo, quindi, una risposta meno articolata.

Alle stesse conclusioni si giunge se si analizza la sensibilità del PSD, calcolato con entrambi i metodi, nel variare in funzione della taglia degli esemplari che compongono il campione. Per molte specie, infatti, è stato osservato che, all'aumentare delle dimensioni degli esemplari di una popolazione, aumenta anche il PSD (Guy e Willis, 1991, Willis e Scalet, 1989, Carline et al., 1984). I risultati relativi alla regressione lineare tra i valori di PSD e la lunghezza media degli esemplari delle diverse popolazioni denotano che, per quanto riguarda il Metodo 1, in tutte le specie esaminate è evidente una relazione positiva ed altamente significativa dal punto di vista statistico tra le dimensioni degli esemplari delle singole popolazioni ed i valori del PSD, per cui l'indice aumenta concordemente con la taglia media degli esemplari. Per quanto concerne il Metodo 2, invece, non emerge nessuna relazione significativa tra questi

due parametri. I due metodi, quindi, mostrano un diverso comportamento in funzione delle dimensioni degli esemplari delle diverse popolazioni analizzate: il Metodo 1 risponde più efficacemente alle variazioni di taglia rispetto al Metodo 2 e si dimostra, quindi più abile nel sottolineare le differenze nella composizione in lunghezza delle popolazioni analizzate (Pedicillo et al., 2010a).

Le differenze tra i due metodi diventano ancora più marcate quando i dati vengono analizzati sulla base della diversa tipologia di gestione a cui le popolazioni sono sottoposte. La pesca sportiva rappresenta una potente forza ecologica che esercita effetti, diretti ed indiretti, sugli ecosistemi acquatici (Kitchell e Carpenter, 1993). Uno degli effetti della pesca sulle popolazioni ittiche è rappresentato da una significativa riduzione della complessità della struttura per età, della longevità e della percentuale di esemplari al di sopra della taglia legale (Braña et al., 1992). Il PSD quantifica i dati relativi alle frequenze di lunghezza e i suoi valori possono essere condizionati dalla pressione di pesca (Bailey e Hubert, 2003) e dal tipo di regolamentazione (Allen e Pine, 2000; Stone e Lott, 2002). Rispetto ad altre variabili, come, ad esempio, la densità e la biomassa, il PSD si è dimostrato molto più sensibile alle azioni gestionali come, ad esempio, l'istituzione di misure minime di cattura (Allen e Pine, 2000).

Per quanto riguarda la trota fario, i risultati evidenziano come, quando le popolazioni analizzate vengono disaggregate in base alle diverse tipologie gestionali a cui sono sottoposte nell'area di studio (normale, bandita e no kill), il Metodo 1 risulta maggiormente capace, rispetto al 2, di rilevare le differenze nella distribuzione delle lunghezze tra popolazioni gestite con differenti criteri. L'efficacia di un indice di struttura risulta tanto maggiore quanto più elevata è la sua capacità di far emergere le differenze esistenti nella composizione in lunghezza di un campione, come, ad esempio, quelle presenti negli istogrammi di frequenza delle lunghezze relativi alle popolazioni analizzate sottoposte a differenti modalità gestionali. Nell'area indagata, infatti, le popolazioni in cui è presente la regolamentazione *no kill* risultano composte da esemplari di taglia maggiore rispetto a quelle in cui la pesca è condotta con metodi tradizioni oppure è bandita. Quando in queste popolazioni il PSD viene calcolato con il Metodo 1, a significative differenze nelle dimensioni medie degli esemplari sottoposti a tipi diversi di gestione corrispondono differenze significative nei valori medi di PSD. Nel caso del Metodo 2, al contrario, l'esame dei valori di PSD non rileva tali differenze.

Tutte le analisi condotte sembrano, quindi, concordi nel dimostrare la maggiore sensibilità, efficacia e capacità pratica di applicazione del Metodo 1 rispetto al 2.

Questo primo tentativo di applicazione del PSD, adattato alle condizioni locali, ha dimostrato l'utilità di questo tipo di indice nell'analizzare i dati di frequenza delle lunghezze per valutare la struttura di una popolazione ittica e nel misurare sinteticamente il grado di

scostamento da condizioni di naturalità; la sua diffusione potrebbe, quindi, contribuire alla definizione dello stato ecologico dei corsi d'acqua, ai sensi della Direttiva 2000/60/CE.

L'accrescimento e la struttura delle popolazioni rappresentano un aspetto molto importante nell'analisi quantitativa delle caratteristiche delle popolazioni ittiche e i modelli comparativi ne migliorano la comprensione. In Europa, a differenza degli Stati Uniti, l'utilizzo di indici sintetici che permetta di effettuare tali analisi è ancora poco frequente, anche perché non sono stati mai sviluppati gli standard di riferimento per le principali specie ittiche esistenti.

I risultati ottenuti in questa ricerca rappresentano un contributo alla diffusione di questi indici affinché, grazie alla loro facilità di applicazione e di interpretazione, possano divenire, anche in Italia, uno strumento di routine in campo ittiologico, facilitando la comprensione delle dinamiche interne alle popolazioni e migliorando la nostra capacità di gestione delle risorse ittiche.

BIBLIOGRAFIA

BIBLIOGRAFIA

- Abdoli A., Rasooli P., Mostafavi H. (2008). Length-weight relationships of *Capoeta capoeta capoeta* (Guldenstaedt, 1772) in the Gorganrud River, south Caspian Basin. *J. Appl. Ichthyol.* **24**: 96-98.
- Abella A., Auteri R., Serena F., Silvestri R., Voliani A. (1994). Studio sulla variabilità di accrescimento a diverse altitudini della trota fario nel torrente Lima. *Atti del 5° Convegno Nazionale A.I.I.A.D.*: 307-312.
- Allen M.S., Pine W.E. III (2000). Detecting fish population responses to a minimum length limit: effects of variable recruitment and duration of evaluation. *North American Journal of Fisheries Management* **20**: 672-682.
- Anderson R.O. (1976). Management of small warmwater impoundments. *Fisheries* **1** (5-7): 26-28.
- Anderson R.O., Weithman A.S. (1978). The concept of balance for coolwater fish populations. In: Kendall R.L. (ed.), *Selected coolwater fishes of North America*, American Fisheries Society, Special Publication 11, Bethesda, 371–381.
- Anderson R., Gutreuter S. (1983). Length, weight and associated structural indices. In L. Nielsen e D. Johnson (Eds) *Fisheries techniques*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, pp. 283-300.
- Anderson R. O., Neumann R. M. (1996). Length, weight, and associated structural indices. In B. R. Murphy e D. W. Willis (Eds) *Fisheries techniques*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, pp. 447-478.
- Anonimo (1929). *Catalogo delle collezioni di minerali, di rocce, di fossili, di oggetti etnografici, ecc. formanti il Museo di Scienze Naturali già costituito dal Conte Toni Francesco di Spoleto*. Tipografia dell'Umbria, Perugia.
- Bagenal T.B. (1978). *Methods for assessment of fish production in freshwaters*. Ed. Blackwell Scientific Publication Ltd, 365 pp.
- Bagenal T., Tesch F. (1978). Age and growth. In: *Methods for assessment of fish production in fresh waters*. F. Bagenal, ed. IBP Handbook 3, Blackwell Scientific Publications, Oxford. 365p.
- Bailey P.E., Hubert W.A. (2003). Factors associated with stocked cutthroat trout populations in high-mountain lakes. *North American Journal of Fisheries Management* **23**: 611-618.
- Balestrieri A., Prigioni C., Remonti L., Sgroso S., Priore G. (2006). Feeding ecology of *Leuciscus cephalus* and *Rutilus rubilio* in southern Italy. *Italian Journal of Zoology* **73** : 129 – 135.

- Beamesderfer R.C.P., North J.A. (1995). Growth, Natural Mortality, and Predicted Response to Fishing for Largemouth Bass and Smallmouth Bass Populations in North America. *North American Journal of Fisheries Management* **15**: 688-704.
- Bernatchez L. (2001). The evolutionary history of brown trout (*Salmo trutta* L.) inferred from phylogeographic, nested clade, and mismatch analyses of mitochondrial DNA variation. *Evolution* **55** (2): 351-379.
- Bernatchez L., Osimov A. (1995). Genetic diversity of trout (genus *Salmo*) from its eastern native range based on mitochondrial DNA and nuclear gene variation. *Mol. Ecol.* **4**: 285-297.
- Beverton R.J.H. (1992). Patterns of reproductive strategy parameters in some marine teleost fishes. *Journal of Fish Biology* **41** (Suppl. B): 137-160.
- Beverton R.J.H., Holt S.J. (1959). A review of the life-spans and mortality rates of fish in nature, and their relationship on growth and other physiological characteristics. In J. e A. Churchill Ltd. *The lifespan of animals. Ciba Foundation Colloquia on Aging* (Vol. 5), London, UK.
- Beverton R.J.H., Holt S.J. (1957). *On the dynamics of exploited fish populations*. MAFF, Fish. Invest. Ser. II, vol. 19. London: HMSO.
- Beyer T.B. (1991). On length–weight relationships. 2. Computing mean weights from length statistics. *Fishbyte* **9**: 50–54.
- Bianco P.G. (1987). L'inquadramento zoogeografico dei pesci d'acqua dolce d'Italia e problemi determinati dalle falsificazioni faunistiche. *Biologia e gestione dell'ittiofauna autoctona. Atti II Convegno AllAD*: 132-164.
- Bianco P.G. (1990). Proposta di impiego di indici e coefficienti per la valutazione dello stato di degrado dell'ittiofauna autoctona delle acque dolci. *Rivista di Idrobiologia* **29** (1): 130-149.
- Bianco P.G. (1991). Sui pesci d'acqua dolce del fiume Esino (Marche, Italia centrale). *Atti Soc. Ital. Sci. Nat. Museo Civ. Storia Nat. Milano* **132** (5): 49-60.
- Bianco P.G. (1995). A revision of the Italian *Barbus* species (Cypriniformes: Cyprinidae). *Ichthyol. Explor. Freshwater.* **6** (4): 305-324.
- Bianco P.G. (1998). Diversity of Barbinae fishes in southern Europe with description of a new genus and a new species (Cyprinidae). *Ital. J. Zool.* **65**: 125-136.
- Bianco P.G. (2003). *Barbus tyberinus* Bonaparte, 1839. *The freshwater fishes of Europe. Vol 5 (2): Cyprinidae 2. Part II: Barbus.* (eds Benarescu P., Bogutskaya). Aula Verlag, Wiebelsheim: 427-450.

- Bianco P.G., Santoro E. (2004). Biologia della rovella, del cavedano e del barbo nei bacini del Parco Nazionale del Cilento e Vallo di Diano (Pisces; Cyprinidae). *Biologia Ambientale*, **18** (1): 85-91.
- Bicchi A., Angeli V., Carosi A., La Porta G., Mearrelli M., Pedicillo G., Spigonardi M.P., Lorenzoni M. (2006). Curve di preferenza delle principali specie ittiche del bacino del fiume Tevere (Umbria, Italia). *Atti XVI Congresso della Società Italiana di Ecologia*. Available online at <http://www.ecologia.it/congressi/XVI/articles/>
- Bicchi A., Angeli V., Pedicillo G., La Porta G., Carosi A., Viali P., Lorenzoni M. (2010). Biologia riproduttiva di *Salmo (trutta) trutta* L., 1758 nel torrente Monterivoso. *Studi Trent. Sci. Nat.* **87**: 145-147.
- Bonar S.A. (2002). Relative length frequency: a simple visual technique to evaluate size structure in fish populations. *North American Journal of Fisheries Management* **22**: 1086-1094.
- Braña E., Nicieza A.G., Toledo M.M. (1992). Effects of angling on population structure of brown trout, *Salmo trutta* L., in mountain streams of Northern Spain. *Hydrobiologia* **237**, 61–66.
- Brett J.R. (1979). Environmental factors and growth. In *Fish Physiology*, Vol. VIII (Hoar, W. S., Randall, D. J. & Brett, J. R., eds), Academic Press, London. pp. 599–675.
- Britton J. R. (2007). Reference data for evaluating the growth of common riverine fishes in the UK. *Journal of Applied Ichthyology* **23** (5): 555-560.
- Bulgherini F., Calvario E., Fraticelli F., Petretti F., Sarrocco S. (1998). Libro Rosso degli Animali d'Italia – Vertebrati. WWF Italia, Roma.
- Byers J.E., Reichard S., Randall J.M., Parker I.M., Smith C.S., Lonsdale W.M., Atkinson I.A.E., Seastedt T.R., Williamson M., Chornesky E., Hayes D. (2002). Directing Research to Reduce the Impacts of Non indigenous Species. *Conservation Biology* **16** (3): 630-640.
- Cailliet G.M., Goldman K.J. (2004). Age determination and validation in chondrichthyan fishes. In J. Carrier, J.A. Music e M.R. Heithaus (Eds) *Biology of sharks and their relatives*. CRC Press LLC, Boca Raton, Fla., pp. 399-447.
- Cambell N.A., Mitchell L.G., Reece J.B. (1999). *Biology* 5th ed. Addison Wesley Longman, Inc. Ontario.
- Caputo V., Giovannotti M., Nisi Cerioni P., Caniglia M.L., Splendiani A. (2004). Genetic diversity of brown trout in central Italy. *Journal of Fish Biology* **65**: 403-418.
- Carlander K.D. (1969). *Handbook of freshwater fishery biology* (Vol. 1). The Iowa State University Press. Ames, Iowa. 752 pp.

- Carline R.F., Johnson B.L., Hall T.J. (1984). Estimation and interpretation of proportional stock density for fish populations in Ohio impoundments. *North American Journal of Fisheries Management* **4**:139-154 .
- Carosi A., Corboli M., Ghetti L., Pace R., Pedicillo G., Mearelli M., Lorenzoni M. (2004). Stato e conservazione delle comunità ittiche del Fiume Tevere in Umbria. *Atti XIV Congresso della Società Italiana di Ecologia*. Available online at <http://www.ecologia.it/congressi/XVI/articles/>
- Carosi A., Pedicillo G., Bicchi A., Angeli V., Ghetti L., Lorenzoni M. (2005). Distribuzione e abbondanza delle popolazioni di trota fario (*Salmo trutta* L.) nel bacino del fiume Tevere in Umbria. *Atti XV Congresso della Società Italiana di Ecologia*. Available online at <http://www.ecologia.it/congressi/XVI/articles/>
- Carosi A., Pedicillo G., Bicchi A., Angeli V., Ghetti L., Lorenzoni M. (2006a). Distribuzione ed abbondanza di *Barbus tyberinus* Bonaparte, 1839 nel bacino umbro del fiume Tevere. *Atti XVI Congresso della Società Italiana di Ecologia*. Available online at <http://www.ecologia.it/congressi/XVI/articles/>
- Carosi A., Pedicillo G., Bicchi A., Angeli V., Ghetti L., Lorenzoni M. (2006b). Distribuzione ed abbondanza di *Barbus barbus* (Linnaeus, 1758) nel bacino umbro del fiume Tevere. *Quaderni ETP* **34**: 251-256.
- Casselman J.M., Crossman E.J. (1986). Size, age and growth of trophy muskellunge and muskellunge-northern pike hybrids—The Cleithrum Project, 1979–1983, pp 93–110. In Hall G.E. (Ed.) *Managing muskies—a treatise on the biology and propagation of muskellunge in North America*. American Fisheries Society Special Publication 15.
- Charnov E.L. (1993). Life history invariants: some explorations of symmetry in evolutionary ecology. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Chen Y., Jackson D.A., Harvey H.H. (1992). A comparison of von Bertalanffy and polynomial functions in modeling fish growth data. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **39**: 1208-1210.
- Clark W.G. (1991). Groundfish exploitation rates based on life history parameters. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **48**: 734-750.
- Conover W.J. (1980). *Practical nonparametric statistics*. Second edition. John Wiley & Sons, Inc., New York.
- CNR (1982). *Bacino del fiume Paglia (Umbria – Toscana)*. *Studi strutturali, idrogeologici e geochemici*. CNR, pp. 112.
- Colombari P.T., Becera R., Daniel P.P. (2004). La carta ittica dei fiumi Mignone, Paglia e Marta. Provincia di Viterbo, Assessorato Pesca. 288 pp.

- Craig J.F., Sharma A., Smiley K. (1986). The variability in catches from multi-mesh gillnets fished in three Canadian Lakes. *Journal of Fish Biology* **28** (6): 671-678.
- D'Ancona U. (1927). Notizie sulla biologia dell' *Alosa finta* del bacino del Tevere. *Ministero de Marina, Direccion General de Pesca. Notas y Resumenes. Serie 2, n. 19, Madrid, 19 pp.*
- Degerman E., Nyberg P., Appelberg M. (1988). Estimating the number of species and relative abundance of fish in oligotrophic Swedish lakes using multi-mesh gillnets. *Nordic Journal of Freshwater Research* **64**: 91-100.
- DeVrie D., Frie R. (1996). Determination of age and growth. In Murphy B.R. e Willis D.W. (Eds), *Fisheries Techniques*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, pp. 483–512.
- Donald D. B., Alger D.J. (1993). Geographic distribution, species displacement and niche overlap for lake trout and bull trout in mountain lakes. *Canadian Journal of Zoology* **71**: 238-247.
- Dulčić J., Kraljević M. (1996). Weight-length relationships for 40 fish species in the eastern Adriatic (Croatian waters). *Fisheries Research* **28**: 243-251.
- Epler P., Nowak M., Popek W. (2009). Growth rate of the chub (*Squalius cephalus*) and the nase (*Chondrostoma nasus*) from Raba, Dunajec, and Poprad River. *AAFL Bioflux* **2**: 1-8.
- Evans M.S. (1997). *Limnological investigations in the west basin of Great Slave Lake*. Northern River Basins Study Projects Report no. 131.
- Fernández-Delgado C., Herrera M. (1995). Age structure, growth and reproduction of *Leuciscus pyrenaicus* in an intermittent stream in the Guadalquivir River basin, southern Spain. *Journal of Fish Biology* **46**: 371–380.
- Ferreira S., Sousa R., Delgado J., Carvalho D., Chada T. (2008). Weight-length relationships for demersal fish species caught off the Madeira archipelago (eastern-central Atlantic). *J. Appl. Ichthyol.* **24**: 93-95.
- Ferreri, C.P., Taylor W.W. (1996). Compensation in individual growth rates and its influence on lake trout dynamics in the Michigan waters of Lake Superior. *Journal of Fish Biology* **49**: 763-777.
- Forneris G. (1990). *Gli incubatoi di Valle*. Amministrazione Provinciale di Torino, 59 pp.
- Fox M.G. (1994). Growth, Density, and Interspecific Influences on Pumpkinseed Sunfish Life Histories. *Ecology* **75**: 1157-1171.
- Francis R.I.C.C. (1996). Do herring grow faster than orange roughy? *Fish. Bull.* **94**: 783-786.
- Froese R. (2000). Evaluating length - weight relationships. In: R. Froese e D. Pauly (Eds) *FishBase 2000: concepts, design and data sources*. ICLARM, Los Baños, Laguna, Philippines, p. 133.

- Froese R. (2006). Cube law, condition factor, and weight-length relationships: history, meta-analysis and recommendations. *Journal of Applied Ichthyology* **22** (4): 241-253.
- Froese R., Binohlan C. (2009). Empirical equations for estimating maximum length from length at first maturity. *Journal of Applied Ichthyology* **25**: 611-613.
- Froese R., Pauly D. (2010). FishBase. World Wide Web electronic publication. www.fishbase.org, version (09/2010).
- Gabelhouse D.W. Jr (1984). A length-categorization system to assess fish stocks. *North American Journal of Fisheries Management* **4**: 273-285.
- Gandolfi G., Zerunian S., Torricelli P.M., Marconato A. (1991). *I Pesci delle acque interne italiane*. Roma, Ministero dell'Ambiente, Unione Zoologica Italiana. 617 pp.
- García C.B., Duarte L.O. (2006). Length-based estimates of growth parameters and mortality rates of fish populations of the Caribbean Sea. *J. Appl. Ichthyol.* **22**: 193–200
- Gassner H., Tischler G. and Wanzenböck J. (2003). Ecological integrity assessment of lakes using 27 fish communities-suggestion of new metrics developed in two Austrian prealpine lakes. *Int. Rev. 28 Hydrobiol.* **88**: 635-652.
- Gassner H., Wanzenböck, J. (2005). Application of population size structure to Austrian whitefish (*Coregonus* sp.) stocks. *Advanc Limnol.* **60**: 377-384.
- Gattaponi P., Corallini Sorcetti C. (1984). Composante trichoptérologique dans l'alimentation printanière de *Salmo trutta fario* dans le cours supérieur de la Nera (Macerata: Marches – Italie): valeurs somatometriques et ponderales des sujets examinés. *Proc. 4th Intern. Symp. Trichoptera*: 155-160.
- Geraldes A.M., Collares-Pereira M.J. (1995). Preliminary insight into age and growth of the iberian chub (*Leuciscus pyrenaicus*) in the Sorraia system. *Folia Zoologica* **44**: 159–165.
- Ghetti L., Carosi A., Lorenzoni M., Pedicillo G., Dolciami R. (2007). *L'introduzione delle specie esotiche nelle acque dolci – Il caso del carassio dorato nel lago Trasimeno*. Regione dell'Umbria. 104 pp.
- Gonçalves J.M.S., Bentes L., Lino P.G.; Ribeiro J., Canário A.V.M., Erzini K. (1997). Weight-length relationships for selected fish species of the small-scale demersal fisheries of the south and south-west coast of Portugal. *Fisheries Research* **30**: 253-256.
- Gustafson K.A. (1988). Approximating confidence intervals for indices of fish population size structure. *North American Journal of Fisheries Management* **8**: 139–141.
- Guy C.S., Willis D.W. (1991). Seasonal variation in catch rate and body conditions for four fish species in a South Dakota natural lake. *Journal of Freshwater Ecology* **6**: 281-292.
- Hebert W.A. (1996): Passive capture techniques. In Murphy B.R. e Willis D.W. (Eds) *Fisheries techniques*. American Fisheries Society, Bethesda.

- Healey M.C. (1978). The dynamics of exploited lake trout populations and implications for management. *Journal of Wildlife Management* **42**: 307-328.
- Healey M.C. (1980). Growth and recruitment of experimentally exploited lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*) populations. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **37**: 255-267.
- Herrera M., Fernández-Delgado C. (1994). The age, growth and reproduction of *Chondrostoma polylepis willkommi* in a seasonal stream in the Guadalquivir River basin (southern Spain). *Journal of Fish Biology* **44**: 11–22.
- Hamburg M. (1974). Basic statistics. Hancourt Brace Jovanovic, New York.
- Hartvich P., Kubečka, J. (1984). Evaluation of fish growth by the method of incremental differences. *Anim. Husb.* **34**: 917–924.
- Hickley P., Dexter K.F. (1979). A comparative index for quantifying growth in length of fish. *Fisheries Management* **10** (4): 147-151.
- Hickley P., Sutton A. (1984). A standard growth curve for pike. *Fish. Manage.* **15**: 29–30.
- Hyatt M.W., Hubert W.A. (2001). Proposed standard weight (Ws) equation and length-categorization standards for brown trout (*Salmo trutta*) in lentic habitats. *J. Freshwater Ecol.* **16** (1): 53–56.
- Hubert W. A. (1999). Standards for assessment of age and growth data for channel catfish. *Journal of Freshwater Ecology* **14**: 313–326.
- Jackson J.J., Hurley K.L. (2005). Relative growth of white crappie and black crappie in the United States. *Journal of Freshwater Ecology* **20**: 461-467.
- Jackson Z.J., Quist M.C., Larscheid J.G. (2008). Growth standards for nine North American fish species. *Fisheries Management and Ecology* **15**: 107-118.
- Jenkins T.M., Diehl S., Kratz K.W., Cooper S.D. (1999). Effects of population density on individual growth of brown trout in streams. *Ecology* **80**: 941–956.
- Jensen A.L. (1998). Simulation a relations among life history parameters with bioenergetics-based population model. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **55** (2): 353-357.
- Jones G.P. (1986). Food availability affects growth in a coral reef fish. *Oecologia* **70**: 136–139.
- Johnson J.H., McKenna J.E., Dropkin D.S., Andrews W.D. (2005). A novel approach to fitting the Von Bertalanffy relationship to a mixed stock of Atlantic sturgeon harvested off the New Jersey coast. *Northeastern Naturalist* **12** (2): 195-202.
- Jonsson N., Naesje T.F., Jonsson B., Saksgård R., Sandlund O.T. (1999). The influence of piscivory on life history traits of brown trout. *Journal of Fish Biology* **55**: 1129-1141.

- Ketmaier V., Cobolli M., De Matthaeis E., Bianco P.G. (1998). Allozymic variability and biogeographic relationships in two *Leuciscus* species complexes (Cyprinidae) from Southern Europe, with the rehabilitation of the genus *Telestes* Bonaparte. *Italian J. Zool.* **65** (Suppl. 1): 41-48.
- Kinne O. (1960). Growth, food intake, and food consumption in an europlastic fish exposed to different temperatures and salinities. *Physiol. Zool.* **33**: 288-317.
- Kitchell E., Carpenter S.R. (1993). Variability in lake ecosystems: complex responses by the apical predator. In: McDonnell M. and Pickett S.T.A. (eds.), *Humans as components of ecosystems*, Springer-Verlag, New York, 111–124.
- Kottelat M. (1997). European freshwater fish. *Biologia* 52 (Suppl. 5): 1-271.
- Kottelat M., Freyhof J. (2007). *Handbook of European freshwater fishes*. Publications Kottelat, Cornol, Switzerland. 646 p.
- Kitchell J. F., Stewart D. J., Weininger D. (1977). Applications of a bioenergetics model to yellow perch (*Perca flavescens*) and walleye (*Stizostedion vitreum*). *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* **34**: 1922–1935.
- Kocovsky P.M., Carline R.F. (2001). Influence of extreme temperatures on consumption and condition of walleyes in Pymatuning Sanctuary, Pennsylvania. *North American Journal of Fisheries Management* **21**: 198–207.
- Kubečka J. (1994). Models for comparing average first-year growth in length of freshwater fish. *Fish. Manage. Ecol.* **1**: 45-55.
- IUCN (International Union for Conservation of Nature and Natural Resources) (2001). IUCN Red List Categories and Criteria. Version 3.1. Available at http://www.iucnredlist.org/static/categories_criteria_3_1
- Lagler K.F., Bardach J.E., Miller R.R. (1962). *Ichthyology*. John Willey & Sons, Inc., New York. 546 p.
- Le Cren E.D. (1951). The length-weight relationships and seasonal cycle in gonad weight and condition in the perch (*Perca fluviatilis*). *Journal of Animal Ecology* **20**: 201-219.
- Lobón-Cerviá J., Montanes C., De Sostoa A. (1991). Influence of environment upon the life history of gudgeon, *Gobio gobio* (L.): a recent and successful colonizer of the Iberian Peninsula. *Journal of Fish Biology* **39**: 285-300.
- Lorenzen K. (1996). A simple von Bertalanffy model for density-dependent growth in extensive aquaculture with an application to common carp (*Cyprinus carpio*). *Aquaculture* **142**: 191-205.

- Lorenzen K., Enberg K. (2001). Density-dependent growth as a key mechanism in the regulation of fish populations: evidence from among-population comparisons. *Proc. R. Soc. Lond.* **269**: 49-54.
- Lorenzoni M., Mearelli M., Ghetti L. (2006). Native and exotic fish species in the Tiber River watershed (Umbria – Italy) and their relationship to the longitudinal gradient. *Bull. Fr. Pêche Piscic.* **382**: 19-44.
- Lorenzoni M., Pedicillo G., Carosi A., Dolciami R., Ghetti L., Natali M., Viali P. (2010). *La fauna ittica e i corsi d'acqua dell'Umbria. Sintesi delle carte ittiche regionali dal 1986 al 2009*. Regione Umbria. 287 pp.
- Lucentini L., Palomba A., Gigliarelli L., Pancioni H., Viali P., Panara F. (2006). Genetic characterization of a putative indigenous brown trout (*Salmo trutta fario*) population in a secondary stream of the Nera river basin (central Italy) assessed of three molecular markers. *Italian Journal of Zoology*.
- Lyons J., Kanehl P.D., Day D.M. (1996). Evaluation of a 356-mm minimum-length limit for smallmouth bass in Wisconsin streams. *North American Journal of Fisheries Management* **16**: 952-957.
- MacDonald D.D., Czarnecki A., Levy D.A., Low G., Richea. N. (2004). *State of the aquatic knowledge of Great Bear watershed*. Report prepared for Water Resources Division Indian and Northern Affairs Canada. Yellowknife, NWT, by MacDonald Environmental Sciences Ltd., Nanaimo, B.C.
- Machordom A., Nicolas Y., Crivelli A.J. (1999). Genetic variability and differentiation in *Leuciscus (Telestes) souffia*. Taxonomic and conservation inferences Comptes Rendus de l'Academie des Sciences Series III Sciences de la Vie **32**: 15-28.
- Mancini L., Formichetti P., Beltrami M.E., Pace G., Marcheggiani S., Della Bella V., Ciadamidaro S., Puccinelli C., D'Angelo A. M., Pierdominici E., Bernabei S., Andreani P., Tancioni L. 2006. Studio delle comunità del basso corso del fiume Tevere e dei suoi principali affluenti sulla base delle indicazioni della WFD 2000/60/CE. *Atti del XVI Congresso della Società di Ecologia*. Available online at <http://www.ecologia.it/congressi/XVI/articles/>
- Marconato A. (1991). Metodi per lo studio della struttura delle popolazioni ittiche nelle acque interne: la densità di popolazione. *Atti 2° Seminario Italiano Censimenti Faunistici dei Vertebrati* **26**: 7-18.
- Mearelli M., Lorenzoni M., Carosi A., Giovinazzo G., Petesse M.L., Ghetti L., Montilli G., Anzini L., Di Emilio G., Zampa O., Ruco P., Nelli P. (1996a). *Carta Ittica della Regione Umbria*.

- Bacino del fiume Tevere*. Giunta Regionale Servizio per gli interventi ittiofaunistici. Regione Umbria, Perugia.
- Mearelli M., Lorenzoni M., Carosi A., Giovinazzo G., Petesse M.L., Ghetti L., Montilli G., Anzini L., Di Emilio G., Zampa O., Ruco P., Nelli P. (1996b). *Carta Ittica della Regione Umbria: bacini del T.Chiani e del F.Paglia*. Giunta Regionale, Servizio per gli interventi ittiofaunistici. pp. 167.
- Mearelli M., Lorenzoni M., Carosi A., Giovinazzo G., Petesse M.L., Ghetti L., Montilli G., Anzini L., D'Emilio G., Zampa O., Ruco P., Nelli P. (1996c). *Carta Ittica Regionale. Bacino del fiume Chiascio e fiume Topino*. Regione dell'Umbria, Perugia.
- Mearelli M., Lorenzoni M., Carosi A., Corboli M., Doerr A.J.M., Giovinazzo G., La Porta G., Michele M., Pedicillo G., Natali M., Bonavia M., Dolciami R., Mezzetti A., Biscaro Parrini A. (2002). *Progetto pilota per la modernizzazione e razionalizzazione della pesca nel Lago Trasimeno. Ricerca per la messa a punto di un protocollo per l'uso della pesca elettrica*. Provincia di Perugia, pp. 95.
- Mearelli M., La Porta G., Romagnoli F., Carletti S., Spigonardi M.P., Doerr M., Giovinazzo G., Lorenzoni M., Rossetti A. (2006). I corsi d'acqua e i pesci del Parco. *Quaderni scientifico-divulgativi del Parco Nazionale Monti Sibillini* **12**, 56 pp.
- Mezzera M, Largiadèr C.R., Scholl A. (1997). Discrimination of native and introduced brown trout in the River Doubs (Rhône drainage) by number and shape of parr marks. *Journal of Fish Biology* **50**: 672-677.
- Milewski C.I., Brown M.I. (1994). Proposed standard weight (Ws) equation and length-categorization standards for stream-dwelling brown trout (*Salmo trutta*). *J. Freshwater Ecol.* **9**: 111-117.
- Momot W.T., Erickson J., Stevenson R. (1977). Maintenance of a walleye (*Stizostedion vitreum vitreum*) fishery in a eutrophic reservoir. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* **34**: 1725-1733.
- Moyle P., Cech J.J. (2004). *Fishes an Introduction to Ichthyology* 5th ed. Prentice Hall, New Jersey, U.S.A.
- Moran P.A.P. (1951). A mathematical theory of animal trapping. *Biometrika* **38**: 307-311.
- Moretti G., Gianotti F.S. (1966). *Per un bilancio ittologico delle acque umbre*. Poligrafica Salvati, Perugia. 68 pp.
- Moutopoulos D. K., Stergiou K. I. (2002). Length-weight and length-length relationships of fish species from the Aegean Sea (Greece). *Journal of Applied Ichthyology* **18**: 200-203.

- Murphy B. R., Brown M. L., Springer T. A. (1990). Evaluation of the relative weight (W_r) index, with new applications to walleye. *North American Journal of Fisheries Management* **10**:85–97.
- Neumann R.M., Allen M.S. (2007). *Size Structure*, chapter 9. American Fisheries Society. pp. 375-421.
- Ombredane D., Richard A. (1990). Determination de la zone optimale de prélèvement d'écaillés chez les smolts de truite de mer (*Salmo trutta* L.). *Bull. Fr. Pêche Piscic.* **319**: 224-238.
- Patimar R., Ownagh E., Jafari N., Hosseini M. (2009). Intrabasin variation in allometry coefficients of lenkoran *Capoeta capoeta gracilis* (Keyserling, 1861) in the Gorganroud basin, southeast Caspian Sea, Iran. *J. Appl. Ichthyol.* **2**: 776-778.
- Pauly D. (1984). *Fish population dynamics in tropical waters: a manual for use for programmable calculators*. ICLARM Studies and Review 8. 325p.
- Pauly D., Munro J.L. (1984). Once more on comparison of growth in fish and invertebrates. *ICLARM Fishbyte* **1** (2): 21-22.
- Pauly D., Moreau J., Gayanilo F.C. (1996). A new method for comparing the growth performance of fishes, applied to wild and farmed tilapias. In R.S.V. Pullin, J. Lazard, M. Legendre, J.B. Amon-Kothias and D. Pauly (eds.) *The Third International Symposium on Tilapia in Aquaculture*. ICLARM Conf. Proc. 41: 433-441.
- Pedicillo G., Merulli F., Carosi A., Viali P., Lorenzoni M. (2008). The use of artificial spawning substrates as media to support the reproduction of Eurasian perch in Lake Piediluco. *Hydrobiologia* **609**:219–223
- Pedicillo G., Carosi A., Ghetti L., Lorenzoni M. (2010a). Population size structure indices and growth standards for *Salmo (trutta) trutta* Linnaeus, 1758 in Central Italy. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* **399**, 02.
- Pedicillo G., Carosi A., Ghetti L., Lorenzoni M. (2010b). Indici di struttura ed accrescimento standard della trota fario *Salmo (trutta) trutta* L. in Italia centrale. In Bottarin R., Schirpke U., Tappeiner U. (eds.) *Analisi spazio temporali: dinamiche e processi a confronto*. EURAC book 57: 39-48.
- Pedicillo G., Carosi A., Franchi E., Ghetti L., Gianneto D., Pompei L., Lorenzoni M. (2010c). Autoecologia del cavedano *Leuciscus cephalus* Bonaparte, 1758 nel bacino del fiume Tevere. *XX Congresso Società Italiana di Ecologia – Libro degli Abstract*.
- Petrakis G., Stergiou K.I. (1995). Weight–length relationships for 33 fish species in Greek waters. *Fish. Res.* **21**: 465–469.

- Pilling G.M., Kirkwood G.P., Walker S.G. (2002). An improved method for estimating individual growth variability in fish, and the correlation between von Bertalanffy growth parameters. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **37**: 424–432.
- Petrakis G., Stergiou K. I. (1995). Weight-length relationships for 33 fish species in Greek waters. *Fisheries Research* **21**: 465–469.
- Post J.R., Parkinson E.A., Johnston N.T. (1999) Density dependent processes in structured fish populations: interaction strengths in whole-lake experiments. *Ecol. Monogr.* **69**. 155–175.
- Putman J.H., Pierce C.L., Day D.M. (1995). Relationships between environmental variables and size-specific growth rates of Illinois stream fishes. *Transactions of the American Fisheries Society* **124**: 252-261.
- Quinn T.J., Deriso R.B. (1999). *Quantitative fish dynamics*. Oxford University Press, New York.
- Quist M.C., Guy C., Schultz R.D. Stephen J.L. (2003). Latitudinal comparisons of walleye growth in North America and factors influencing growth of walleyes in Kansas reservoirs. *North American Journal of Fisheries Management* **23**: 677-692.
- Regione dell'Umbria (1997). *Relazione sullo stato dell'ambiente in Umbria*. Grafica Salvi, Perugia, pp. 343.
- Richter H., Lückstädt C., Focken U., Becker K. (2000). An improved procedure to assess fish condition on the basis of length-weight relationships. *Arch. Fish. Mar. Res.* **48**, 255-264.
- Rocchini E. (2010). *Accrescimento e biologia riproduttiva del cavedano Leuciscus cephalus (Linnaeus, 1758) nel torrente Assino*. Tesi di laurea. 90 pp.
- Rochet M.J. (1998). Short-term effects of fishing on life history traits of fishes. *ICES J. Mar. Sci.* **55**. 371–391.
- Rosecchi E., Poizat G., Crivelli A. J. (1997). Introductions de poissons d'eau douce et d'écrevisses en Camargue : historique, origines et modifications des peuplements. *Bulletin français de la Pêche et de la Pisciculture* **344/345**: 221-232.
- Safran P. (1992). Theoretical analysis of the weight-length relationships in fish juveniles. *Marine Biology* **112**: 545-551.
- Sainsbury K.J. (1980). The effect of individual variability on the von Bertalanffy growth equation. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **27**: 241–247.
- Seber G.A.F., Le Cren E.D. (1967). Estimating population parameters from catches large relative to the population. *Journal of Animal Ecology* **36**: 631-643.
- Shin Y.J., Rochet M.J. (1998). A model for phenotypic plasticity of North Sea herring growth in relation to trophic conditions. *Aquat. Living Resour.* **11**: 315–324.

- Silvestro G. (1978). Indagini sull'inquinamento del fiume Tevere. Istituto di ricerca sulle acque, *Quaderni* **27**, (2): 19-23.
- Silvestri F. (1892). *I pesci dell'Umbria*. Tipografia Boncompagni, Perugia.
- Smith K.G., Darwall W.R.T. (2006). The Status and Distribution of Freshwater Fish Endemic to the Mediterranean Basin. IUCN Red List of Threatened Species – Mediterranean Regional Assessment N° 1. IUCN.
- Sommani E. (1969). Variazioni apportate all'ittiofauna italiana dall'attività dell'uomo. Bollettino di Pesca, Piscicoltura e Idrobiologia, **23**: 149-166.
- Splendiani A., Giovannotti M., Nisi P., Caniglia M., Caputo V. (2006). Phylogeographic inferences on the native brown trout mtDNA variation in central Italy. *Italian Journal of Zoology* **73**: 179-189.
- Stone C., Lott J. (2002). Use of a minimum length limit to manage walleyes in Lake Francis Case, South Dakota. *North American Journal of Fisheries Management* **22**: 975-984.
- Summerfelt R. C., Hall G.E. (Ed.) (1987). *Age and growth of fish*. Iowa State University Press, Ames.
- Stefani F., Galli P., Zaccara S., Crosa G. (2004). Genetic variability and phylogeography of the cyprinid *Telestes muticellus* within the Italian peninsula as revealed by mitochondrial DNA. *Journal of Zoological Systematic and Evolution Research* **42** (4): 323-331.
- Tancioni L., Scardi M., Cautella S. (2005). I pesci nella valutazione dello stato ecologico dei sistemi acquatici. *Ann. Ist. Super. Sanità* **41** (3): 399-402.
- Tancioni L., Ciccotti E., Ciuffa D., Colombari P.T., Di Dato P., Gibertini G., Grygielewicz M., Larsen S., Mancini L., Moccia G., Munafò M., Pace G., Russo T., Scalici M., Scardi M., Cataudella S. (2006). *Carta Ittica della Provincia di Roma*. Provincia di Roma, Assessorato alle Politiche dell'Agricoltura, Ambiente e Protezione Civile, 320 pp.
- Tancioni L., Campagna F., Caprioli R., Ciuffa D., Moccia G., Russo T., Scalici M., Scardi M., Cataudella S. (2010). Contributo alla conoscenza ecologica del basso bacino del fiume Tevere con particolare enfasi ai popolamenti ittici. *XX Congresso della Società di Ecologia – Libro degli abstract*.
- Tesch, F.W. (1971). Age and growth. In Ricker W.E. (Ed.) methods for assessment of fish production in freshwaters . Blackwell Scientific Publications, Londra, pp. 98 – 130.
- Tortonese E. (1970). *Fauna d'Italia. Osteichthyes. Vol.X. Pesci Ossei*. Officine Grafiche Calderini, Bologna.
- Vaslet A., Bouchon-Navaro Y., Louis M., Bouchon C. (2008). Weight-length relationships for 20 fish species collected in the mangroves of Guadeloupe (Lesser Antiles). *J. Appl. Ichthyol.* **24**: 99-100.

- Viappiani A. (1917). *Il Tevere*. F. Casanova Editori, Torino. 135 pp.
- von Bertalanffy L. (1938). A quantitative theory of organic growth. *Human Biology* **10**: 181-213.
- Walters C.J., Post J.R. (1993). Density-dependent growth and competitive asymmetries in size-structured fish populations: a theoretical model and recommendations for field experiments. *Transactions of the American Fisheries Society* **122**: 34-45.
- Weatherley A.H., Gill H.S. (1987). *The biology of fish growth*. Academic Press, London, UK.
- Wege G.J., Anderson R.O. (1978). Relative weight (W_r): a new index of condition for largemouth bass. In Novinger G. e Dillard J. (Ed.). *New approaches to the management of small impoundments*. American Fisheries Society, North Central Division, Special Publication 5, Bethesda, Maryland.
- Williams E.G., Shetzer K.W. (2003). Implications of life history invariants for biological reference points used in Fisheries management. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **60** (6): 710-720.
- Willis D.W., Scalet C.G. (1989). Relations between Proportional Stock Density and Growth and Condition of Northern Pike Populations. *North American Journal of Fisheries Management* **9**: 488-492.
- Willis D.W., Murphy B.R., Guy C.S. (1993). Stock density indices: development, use, and limitations. *Review in Fisheries Science* **1**: 203–222.
- Zerunian S. (2003). *Piano d'azione generale per la conservazione dei Pesci d'acqua dolce italiani*. . Ministero Ambiente e Tutela Territorio. Istituto Nazionale Fauna Selvatica. Quaderni della Conservazione della Natura 17. 123 pp.
- Zerunian S. (2004). *Pesci delle acque interne d'Italia*. Ministero Ambiente e Tutela Territorio. Istituto Nazionale Fauna Selvatica. Quaderni della Conservazione della Natura 20. 257 pp.
- Zick D., Gassner H., Rinnerthaler M., Jäger P., Patzner R.A. (2007). Application of population size structure indices to Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L.) in Alpine lakes in Austria. *Ecology of Freshwater Fish* **16**: 54-63.
- Zippin C. (1956). An evaluation of removal method of estimation animal populations. *Biometrics* **12**: 163-189.
- Zippin C. (1958). The removal method of population estimation. *Journal of Wildlife Management* **22**: 82-90.
- Živkov M. T., Trichkova T.A., Raikova-Petrovna G.N. (1999). Biological reasons for the unsuitability of growth parameters and indices for comparing fish growth. *Environ. Biol. Fish* **54**: 67-76.

APPENDICE

Corso d'acqua	Località	Esemplari	k	L_{∞}	t_0	r^2	Φ'
Ambro	Piedivalle	21	0.446	25.699	0.416	1.000	2.469
Aniene	Subiaco	143	0.147	61.340	-0.413	0.960	2.743
Aniene	Subiaco	177	0.064	111.601	-0.647	0.977	2.902
Aniene	Subiaco	156	0.105	79.070	-0.448	0.978	2.818
Aniene	Subiaco	132	0.132	68.327	-0.377	0.968	2.790
Aso	Mulino Rava	21	0.295	27.283	-0.926	1.000	2.341
Bagno	La Peschiera	30	0.515	23.021	0.182	1.000	2.436
Campiano	Campi	430	0.146	45.037	-0.532	0.945	2.474
Campiano	Preci	64	0.181	35.600	-0.676	0.973	2.361
Campiano	Preci	70	0.483	24.613	-0.123	1.000	2.466
Campiano	M.o d'Arrone	27	0.159	37.692	-0.546	0.983	2.353
Cananeccia	Canareccia	62	0.631	24.353	-0.175	0.998	2.573
Certano	Fossana (Casarra)	47	0.177	42.706	-0.786	0.995	2.508
Chienti	Pontelatrave	57	0.196	44.249	-0.590	0.993	2.584
Clitunno	Pigge	354	0.181	63.741	0.000	0.968	2.866
Corno	Roccaporena	584	0.154	46.967	-1.048	0.982	2.253
Corno	Serravalle	448	0.094	68.504	-1.169	0.996	2.648
Corno	Biselli	371	0.240	38.289	-0.810	0.941	2.546
Corno	Nortosce	115	0.112	68.224	-1.000	0.990	2.718
Corno	Roccaporena	275	0.296	39.309	-0.142	0.996	2.660
Corno	Serravalle	294	0.261	43.216	-0.237	0.999	2.688
Corno	Biselli	274	0.202	42.778	-0.557	0.991	2.567
Corno	Nortosce	120	0.220	46.178	-0.621	0.995	2.671
Corno	Serravalle	1158	0.135	56.098	-0.518	0.991	2.629
Corno	Serravalle	694	0.120	61.215	-0.651	0.996	2.652
Corno	Serravalle	908	0.137	54.785	-0.654	0.995	2.613
Corno	Serravalle	598	0.273	35.525	-0.372	0.995	2.537
Ferga	Le Moline	112	0.125	67.785	-0.447	0.989	2.759
Forma del Principe	Umbriano	82	0.186	39.313	-1.135	0.977	2.459
Forma del Principe	Umbriano	40	0.190	43.399	-0.679	0.996	2.553
Fosso dell'acquasanta	Riterria	12	0.306	29.304	-0.699	1.000	2.420
Fosso di Piedivalle	Piedivalle	27	0.139	53.029	-0.632	0.994	2.593
Menotre	Rasiglia	235	0.167	52.755	0.000	0.938	2.667
Menotre	Ponte Santa Lucia	78	0.240	37.890	-0.533	0.988	2.537
menotre	Rasiglia	75	0.118	66.521	-0.180	1.000	2.717
menotre	Ponte Santa Lucia	179	0.307	39.932	0.671	1.000	2.690
Menotre	Pale	377	0.126	52.749	-0.843	0.992	2.545
Monterivoso	Monterivoso	158	0.164	47.013	-0.620	0.994	2.561
Monterivoso	Monterivoso	70	0.233	41.719	-0.440	1.000	2.607
Monterivoso	Castellonalto	65	0.270	34.793	-0.331	0.995	2.514
Monterivoso	Fonte della serpa	134	0.224	37.974	-0.266	0.996	2.509
Monterivoso		125	0.200	37.558	-0.381	0.997	2.449
Monterivoso	Monterivoso	117	0.168	45.281	-0.470	0.990	2.537
Nera	Ponte di Chiusita	164	0.194	38.574	-0.671	0.988	2.462
Nera	San Lazzaro	286	0.170	42.421	-0.969	0.980	2.485
Nera	Borgo Cerreto	456	0.260	41.962	-0.548	0.969	2.660
Nera	Piedipaterno	193	0.262	37.826	-0.633	0.970	2.574

Appendice 1 - Trota fario: parametri dell'equazione di von Bertalanffy ed il corrispondente valore di Φ' (in rosso sono riportate le popolazioni in cui la lunghezza dell'esemplare più grande è inferiore al 50% di L_{∞})
(continua).

Corso d'acqua	Località	Esemplari	k	L_{∞}	t_0	r^2	Φ'
Nera	Arrone	158	0.296	31.975	-0.698	0.984	2.481
Nera	Collestatte Piano	84	0.232	37.369	-0.674	0.989	2.501
Nera	Ponte di Chiusita	54	0.229	42.762	-0.279	0.999	2.623
Nera	San Lazzaro	136	0.346	35.643	-0.137	1.000	2.644
Nera	Borgo Cerreto	154	0.186	48.609	-0.297	0.991	2.642
Nera	Piedipaterno	145	0.202	45.105	-0.803	0.987	2.614
Nera	Sant'Anatolia di Narco	148	0.361	35.613	-0.385	0.992	2.661
Nera	Scheggino	161	0.370	34.009	-0.438	0.993	2.632
Nera	Ceselli	104	0.212	45.764	-0.731	0.994	2.647
Nera	Terria	62	0.226	42.725	-0.626	0.984	2.616
Nera	Macenano	83	0.266	39.939	-0.651	0.993	2.628
Nera	Ferentillo	73	0.354	35.415	-0.362	0.998	2.647
Nera	Arrone	86	0.268	38.726	-0.546	0.995	2.604
Nera	Collestatte Piano	56	0.331	36.842	-0.403	0.987	2.652
Nera	Borgo Cerreto	707	0.130	57.446	-0.498	0.985	2.633
Nera	Borgo Cerreto	944	0.076	84.679	-0.727	0.993	2.737
Nera	Piedipaterno	338	0.067	89.469	-1.093	0.987	2.727
Nera	Piedipaterno	435	0.081	79.016	-0.930	0.994	2.702
Nera	Piedipaterno	385	0.105	65.034	-0.837	0.989	2.649
Nera	Piedipaterno	372	0.113	62.662	-0.807	0.990	2.645
Nera	Piedipaterno	371	0.160	52.752	-0.648	0.989	2.648
Nera		449	0.264	38.638	-0.492	0.984	2.595
Nera		290	0.134	56.408	-0.888	0.981	2.629
Nera		566	0.197	45.619	-0.590	0.990	2.613
Nera		404	0.191	46.102	-0.646	0.988	2.608
Nera		1198	0.104	68.300	-0.851	0.989	2.686
Nera	Borgo cerreto	530	0.170	49.506	-0.659	0.989	2.620
Nera	Terria	348	0.140	56.181	-0.779	0.992	2.645
Nera	Macenano	293	0.170	49.032	-0.709	0.989	2.611
Nera	Macenano	520	0.138	56.941	-0.732	0.988	2.650
Nera		629	0.106	66.163	-0.941	0.988	2.666
Nera		704	0.124	58.850	-0.913	0.988	2.633
Rapegna	Castelsantangelo	24	0.135	44.789	-0.364	0.995	2.431
Rio	Cervara	68	0.252	38.413	-0.307	0.978	2.570
Rio	Cervara	86	0.207	40.356	-0.258	0.999	2.529
Sacro	Grotta dello Scortico	23	0.359	28.146	-0.016	0.998	2.454
Sentino	Pianello	257	0.322	33.749	-0.594	0.992	2.565
Singerna	Gregnano	224	0.389	32.997	0.152		2.627
Singerna	Ponte Singerna	97	0.351	37.520	0.014		2.694
Singerna	Brenzi	24	0.456	32.825	0.034		2.691
Sordo	Norcia	510	0.157	48.577	-0.642	0.981	2.570
Sordo	Serravalle	244	0.113	55.360	-1.148	0.980	2.540
Sordo	Norcia	696	0.178	57.557	-0.260	1.000	2.770
Sordo	Serravalle	214	0.245	41.122	-0.382	0.997	2.617
Stianta	Cerreto	95	0.496	24.384	0.004		2.470
Tenna	Montefortino	79	0.244	33.051	-0.621	0.998	2.426
Tenna	Casa Innamorati	26	0.405	27.951	-0.304	0.996	2.500

Appendice 1 - Trota fario: parametri dell'equazione di von Bertalanffy ed il corrispondente valore di Φ' (in rosso sono riportate le popolazioni in cui la lunghezza dell'esemplare più grande è inferiore al 50% di L_{∞}) (continua).

Corso d'acqua	Località	Esemplari	k	L_{∞}	t_0	r^2	Φ'
Topino	Nocera	55	0.167	56.638	-0.480	0.997	2.729
Topino	Vittiano	82	0.161	56.585	-0.829	0.995	2.712
Topino	Vaccara	158	0.112	56.720	-0.801	1.000	2.555
Topino	Purello	129	0.232	35.553	-0.705	0.989	2.467
Topino	Valtopina	21	0.159	49.688	-0.264	0.986	2.593
Ussita	Capovallanza	33	0.109	51.683	-1.133	0.989	2.464
Ussita	Madonna dell'Uccelleto	47	0.161	43.349	-0.541	0.999	2.480
Vaccara	Vaccara	613	0.363	35.066	-0.105	0.978	2.650
Vetorno	Purello	82	0.278	35.719	-0.394	0.937	2.551
Vigi	Scogli San Lazzaro	233	0.205	29.848	-1.129	0.956	2.262
Vigi	Sellano	357	0.133	43.249	-0.884	0.996	2.398
Vigi	Sellano	236	0.150	42.336	-1.000	0.998	2.430
Vigi	Ponte del Piano	226	0.125	47.447	-1.000	0.988	2.452
Vigi	Borgo Cerreto	245	0.080	67.077	-1.166	0.986	2.554
Vigi	Scogli San Lazzaro	130	0.142	46.215	-0.501	0.999	2.481
Vigi	Sellano	107	0.465	27.633	-0.201	0.997	2.551
Vigi	Ponte del Piano	75	0.187	51.086	-0.168	0.992	2.689
Vigi	Borgo Cerreto	79	0.235	39.938	-0.241	0.998	2.574
Vigi	Sellano	420	0.227	30.568	-0.707	0.995	2.326
Vigi	Sellano	409	0.262	29.550	-0.461	0.995	2.359
Vigi	Sellano	573	0.200	35.897	-0.576	0.986	2.410

Appendice 1 - Trota fario: parametri dell'equazione di von Bertalanffy ed il corrispondente valore di Φ' (in rosso sono riportate le popolazioni in cui la lunghezza dell'esemplare più grande è inferiore al 50% di L_{∞}).

Corso d'acqua	Località	Esemplari	k	L_{∞}	t_0	r^2	Φ'
Aggia	Gioiello	62	0.19	39.27	-0.25	0.99	2.46
Albergo la Nona	Podere Molinaccio	13	0.38	25.84	-0.16	1.00	2.40
Calvana	Rotecastello	95	0.27	34.27	-0.15	0.97	2.50
Calvana	Marsciano	46	0.74	17.43	-0.13	0.95	2.35
Carcaione	La Padella – San Giorgio	50	0.26	30.03	-0.50	0.99	2.36
Carpina	Cainardi	107	0.18	42.88	-0.12	1.00	2.52
Carpinella	Molino S.Anna	48	0.13	50.87	-0.83	0.99	2.52
Chiani	Ponte Olevole	134	0.10	56.93	-0.95	0.99	2.50
Chiani	La Casella	389	0.09	55.14	-0.72	0.99	2.46
Chiani	Bagni	141	0.13	50.85	-0.32	0.98	2.52
Chiani	Ciconia	153	0.08	72.88	-0.44	1.00	2.63
Chiasco	Branca	163	0.18	50.65	0.00	0.97	2.67
Chiasco	Branca	262	0.09	69.75	-0.72	0.98	2.66
Chiasco	Colpalombo	170	0.12	61.85	-0.65	0.96	2.68
Chiasco	Torchigina	206	0.40	27.07	-0.40	0.92	2.46
Chiasco	Bastia Umbra	301	0.11	61.10	-0.40	0.99	2.62
Chiasco	Branca	379	0.11	63.54	-0.43	0.98	2.65
Chiasco	Colpalombo	84	0.18	44.65	-0.35	0.99	2.57
Chiasco	Torchigina	176	0.18	44.04	-0.51	1.00	2.55
Chiasco	Bastia Umbra	94	0.18	44.35	-0.17	1.00	2.55
Chiasco	Morrano	204	0.08	68.32	-0.86	0.99	2.60
Chiasco	Valfabbrica	40	0.08	76.39	-1.17	0.98	2.67
Chiasco	Valfabbrica	47	0.07	85.34	-1.60	0.96	2.68
Chiasco	Valfabbrica	973	0.08	79.91	-1.18	0.98	2.69
Chiasco	Valfabbrica	380	0.30	36.13	-0.30	0.96	2.59
Fersinone	Pornello	33	0.24	32.42	-0.16	1.00	2.41
Fersinone	Molino Rotaprona	41	0.16	42.69	-0.37	0.98	2.47
Fossalto	Poggiovalle	64	0.09	57.88	-0.37	1.00	2.48
Ierna	Po Barbano	65	0.13	45.97	-0.64	0.97	2.44
Naia	Massa Martana	67	0.35	31.56	-0.06	0.98	2.54
Naia	Ponte Naia	62	0.30	33.43	-0.03	1.00	2.53
Naia	Molino Torrione	125	0.30	36.57	-0.06	0.98	2.60
Nera	Santa Maria Magale	31	0.12	63.88	-0.58	1.00	2.69
Nestore	Marsciano	81	0.08	70.17	-0.98	0.99	2.59
Paglia	Torre Alfina	111	0.10	52.56	-0.87	0.98	2.45
Paglia	Allerona Scalo	64	0.20	39.61	-0.25	0.98	2.50
Paglia	La Scarpetta	155	0.07	82.54	-0.96	0.98	2.65
Paglia	Ciconia	295	0.08	67.85	-0.70	1.00	2.57
Paglia	Confl. nel F.Tevere	138	0.08	74.06	-0.86	0.99	2.65
Paglia	Allerona	66	0.14	53.19	-0.53	0.99	2.58
Paglia	Orvieto	32	0.38	34.48	-0.01	0.92	2.65
Paglia	Orvieto	339	0.19	45.26	-0.63	0.98	2.59
Paglia	Orvieto	194	0.37	33.66	-0.24	0.97	2.62
Paglia	Valtopina	114	0.17	48.55	-1.19	0.94	2.60
Paglia	Valtopina	35	0.36	38.53	-0.19	0.89	2.73
Paglia	Allerona	36	0.13	56.48	-0.36	0.96	2.61
Puglia	Ponte di Ferro	134	0.26	24.79	-0.57	1.00	2.21

Appendice 2 - Barbo tiberino: parametri dell'equazione di von Bertalanffy ed il corrispondente valore di Φ' (in rosso sono riportate le popolazioni in cui la lunghezza dell'esemplare più grande è inferiore al 50% di L_{∞}) (continua).

Corso d'acqua	Località	Esemplari	k	L_{∞}	t_0	r^2	Φ'
Rio Chiaro	Alviano	212	0.18	49.33	0.06	0.99	2.65
Rio Grande D'Amelia	strada Orte-Amelia	58	0.52	26.34	0.12	0.99	2.56
Saonda	Montefiore	101	0.16	53.25	-0.41	0.99	2.66
Saonda	Montefiore	115	0.13	54.23	-0.13	0.99	2.60
Serra	Poggio Lavarino	38	0.23	34.27	0.11	0.99	2.44
Serra	Poggio Lavarino	150	0.10	65.18	0.11	1.00	2.61
Soara	M.del Sasso	32	0.23	40.80	-0.04	0.99	2.58
Tevere	S.Giustino	142	0.21	45.79	-0.07	0.98	2.65
Tevere	S.Lucia	113	0.14	53.22	-0.77	0.99	2.59
Tevere	Trestina	47	0.07	91.83	-0.31	1.00	2.78
Tevere	Umbertide	88	0.14	59.62	-0.45	0.99	2.69
Tevere	Ponte Pattoli	190	0.23	45.11	0.39	0.99	2.67
Tevere	Bomarzo	110	0.36	41.66	0.08	0.99	2.79
Tevere	Gorgabuia	70	0.41	30.90	-0.23	0.97	2.60
Tevere	Gorgabuia	79	0.14	45.55	-1.71	0.95	2.46
Tevere	Gorgabuia	57	0.21	38.62	-1.22	0.98	2.49
Tevere	S.Lucia	271	0.28	42.50	-0.18	0.98	2.70
Tevere	S.Lucia	97	0.29	40.34	-0.18	0.99	2.68
Tevere	S.Lucia	100	0.28	44.09	0.03	0.99	2.74
Tevere	S.Lucia	325	0.23	45.95	-0.34	0.98	2.68
Tevere	Ponte Nuovo	68	0.31	43.14	-0.23	0.99	2.76
Tevere	Ponte Nuovo	66	0.36	39.83	-0.10	0.99	2.76
Teverone	Torre di Montefalco	48	0.25	46.31	-0.02	0.97	2.72
Timia	Cantalupo	115	0.17	54.07	-0.44	0.98	2.68
Timia		21	0.33	36.02	-0.11	0.97	2.64
Topino	San Giovanni Profiamma	151	0.20	42.46	-0.24	0.98	2.55
Topino	Ponte Nuovo di Bevagna	800	0.12	58.67	-0.70	0.99	2.63
Topino	Cannara	113	0.15	73.88	0.00	0.98	2.91
Topino	San Giovanni Profiamma	119	0.15	54.43	-0.29	1.00	2.64
Topino	Ponte Nuovo di Bevagna	315	0.20	41.54	-0.24	1.00	2.53
Topino	Cannara	194	0.21	44.84	-0.19	0.99	2.62
Treja	Civita Castellana	53	0.42	33.38	-0.07	0.94	2.67
Treja	Civita Castellana	123	0.29	40.67	-0.17	0.98	2.68
Treja	Civita Castellana	166	0.32	39.09	-0.16	0.99	2.69
Vaschi	Fiume	51	0.13	62.27	-0.19	1.00	2.69
Ventia	Molino di Galgata	37	0.19	46.99	-0.07	0.99	2.63

Appendice 2 - Barbo tiberino: parametri dell'equazione di von Bertalanffy ed il corrispondente valore di Φ' (in rosso sono riportate le popolazioni in cui la lunghezza dell'esemplare più grande è inferiore al 50% di L_{∞}).

Corso d'acqua	Località	Esemplari	k	L_{∞}	t_0	r^2	Φ'
Abbadia	Le Velette	51	0.10	69.74	-0.37	0.99	2.69
Abbadia	Le Velette	72	0.18	42.78	-0.71	1.00	2.51
Aja	Collebasso	375	0.14	57.51	-0.43	1.00	2.68
Aja	Ponte Aia	179	0.11	66.22	-0.57	1.00	2.68
Albergo La Nona	Molinaccio	119	0.15	57.60	0.19	1.00	2.68
Albergo La Nona	Podere Molinaccio	140	0.20	40.59	0.00	0.97	2.52
Antirata	Ronchi	74	0.16	50.95	-0.13	1.00	2.61
Argento	Salci Capretta	414	0.12	53.76	-0.42	1.00	2.55
Assino	Campo Reggiano	52	0.11	60.62	-0.67	1.00	2.62
Caldognola	Ponte Parrano	54	0.25	43.40	0.00		2.67
Carpina	Montone	171	0.11	61.47	-0.29	0.99	2.62
Carpina	C.Petrelle	174	0.16	52.07	-0.27	0.99	2.63
Carpinella	Molino S.Anna	152	0.12	55.21	-0.52	0.99	2.58
Carpinella	Montone	148	0.13	54.68	-0.26	1.00	2.60
Cerfone	Lupo	208	0.14	55.07	-0.09	0.98	2.64
Chiani	Ponte Olevole	544	0.10	64.14	-0.60	1.00	2.62
Chiani	La Casella	402	0.12	54.20	-0.49	0.99	2.55
Chiani	Bagni	357	0.15	48.24	-0.57	0.99	2.55
Chiani	Ciconia	708	0.14	53.90	-0.31	1.00	2.61
Chiani	Ponte Osteria	128	0.34	33.57	-0.31	0.98	2.58
Chiani	Morrano	300	0.10	69.84	-0.36	1.00	2.67
Chiascio	Branca	127	0.16	59.75	0.05	0.99	2.75
Chiascio	Branca	138	0.14	59.30	-0.11	0.92	2.69
Chiascio	Colpalombo	160	0.10	70.95	-0.65	0.98	2.72
Chiascio	Torchiagina	188	0.24	68.81	-0.24	0.98	2.79
Chiascio	Bastia Umbra	393	0.11	65.72	-0.41	0.98	2.69
Chiascio	Pontenuovo	216	0.20	47.30	-0.51	0.98	2.64
Chiascio	Torre dell'Olmo	54	0.24	43.63	0.19	0.99	2.65
Chiascio	Branca	208	0.11	58.94	-0.35	1.00	2.59
Chiascio	Colpalombo	69	0.12	57.76	-0.27	1.00	2.61
Chiascio	Torchiagina	321	0.11	58.86	-0.61	1.00	2.58
Chiascio	Bastia Umbra	141	0.16	51.71	-0.23	0.99	2.63
Chiascio	Pontenuovo	594	0.13	53.35	-0.46	1.00	2.57
Fersinone	Marsciano	105	0.21	35.44	-0.35	0.99	2.41
Ierna	Po Barbano	99	0.11	54.43	-0.53	0.99	2.53
Lago di Piediluco	Lago di Piediluco	29	0.23	45.70	-0.29	1.00	2.69
Lago di Recentino	Lago di Recentino	251	0.16	55.99	-0.27	1.00	2.69
Lanna	Campo Reggiano	180	0.12	55.08	-0.52	1.00	2.55
Moiano	Acqua Calda	164	0.33	32.92	-0.08	0.99	2.55
Naia	Ponte Naia	234	0.18	48.22	-0.09	0.99	2.63
Naia	Molino Torrione	321	0.20	44.01	-0.10	0.99	2.58
Nera	Santa Maria Magale	145	0.11	60.96	-0.76	1.00	2.62
Nestore	Petroia	142	0.11	52.50	-0.45	0.99	2.47
Nestore	Tavernelle	144	0.14	49.98	-0.93	0.99	2.54
Nestore	Mercatello	159	0.20	44.12	-0.34	0.99	2.58
Nestore	Marsciano	667	0.15	57.48	-0.32	1.00	2.70
Nestore	Mercatello	20	0.33	35.90	-0.14	0.99	2.63

Appendice 3 - Cavedano: parametri dell'equazione di von Bertalanffy ed il corrispondente valore di Φ' (in rosso sono riportate le popolazioni in cui la lunghezza dell'esemplare più grande è inferiore al 50% di L_{∞}) (continua).

Corso d'acqua	Località	Esemplari	k	L_{∞}	t_0	r^2	Φ'
Nestore	Mercatello	78	0.16	50.92	-0.44	0.99	2.63
Paglia	Torre Alfina	827	0.18	51.30	-0.18	0.99	2.68
Paglia	Allerona Scalo	254	0.20	42.43	-0.19	0.99	2.55
Paglia	La Scarpetta	405	0.13	58.62	-0.39	0.98	2.65
Paglia	Ciconia	556	0.12	60.02	-0.36	1.00	2.65
Paglia	Confl. nel F.Tevere	898	0.14	49.28	-0.43	1.00	2.54
Paglia	Allerona	338	0.09	71.39	-0.66	0.99	2.66
Paglia	Orvieto	445	0.18	51.97	-0.10	0.99	2.69
Paglia	Orvieto	519	0.16	55.16	-0.18	0.99	2.70
Paglia	Orvieto	374	0.20	49.89	-0.13	0.99	2.69
Paglia	Orvieto	480	0.22	46.87	-0.09	1.00	2.68
Puglia	Collazzone	132	0.33	34.83	0.07	0.99	2.61
Resina	Resina	253	0.22	45.83	0.28	0.99	2.67
Rio Chiaro	Alviano	55	0.31	33.85	-0.03	0.99	2.54
Rio Grande d'Amelia	strada Orte-Amelia	479	0.20	41.35	-0.19	1.00	2.52
Rio Grande di Bosco	Bosco	52	0.34	32.08	0.13	0.98	2.54
Romealla		726	0.13	43.92	-0.65	1.00	2.41
Saonda	Montefiore	203	0.18	54.68	0.00	0.97	2.72
Saonda	Montefiore	147	0.15	52.26	-0.72	0.99	2.62
Soara	M.del Sasso	114	0.29	33.13	-0.21	0.99	2.51
Sovara	Pistrino	259	0.12	53.60	-0.65	0.99	2.54
Tatarena		62	0.15	56.36	-0.56	0.99	2.69
Tevere	S.Lucia	80	0.07	82.35	-0.79	1.00	2.69
Tevere	S.Giustino	562	0.20	46.83	-0.24	0.99	2.64
Tevere	Trestina	198	0.09	75.56	-0.35	1.00	2.72
Tevere	(Umbertide	180	0.12	59.97	-0.32	0.99	2.63
Tevere	Ponte Pattoli	790	0.11	64.41	-0.35	1.00	2.65
Tevere	Ponte Nuovo	249	0.19	48.27	-0.30	0.99	2.65
Tevere	Collepepe	109	0.19	49.68	-0.21	1.00	2.67
Tevere	Pontecuti	268	0.09	65.19	-0.65	1.00	2.60
Tevere	Madonna di Porto	55	0.22	44.30	-0.37	1.00	2.63
Tevere	Bomarzo	82	0.15	55.47	-0.44	0.98	2.67
Tevere	Gorgabuia	143	0.07	83.81	-0.80	0.99	2.67
Tevere	Gorgabuia	269	0.13	53.72	-0.46	0.97	2.56
Tevere	Gorgabuia	247	0.13	53.12	-0.59	0.99	2.55
Tevere	Gorgabuia	567	0.09	65.92	-0.61	0.99	2.61
Tevere	S.Lucia	449	0.12	60.42	-0.41	1.00	2.64
Tevere	S.Lucia	195	0.15	53.27	-0.22	1.00	2.63
Tevere	S.Lucia	217	0.12	60.19	-0.37	0.99	2.64
Tevere	S.Lucia	417	0.13	57.64	-0.34	0.99	2.64
Tevere	Ponte Nuovo	148	0.14	55.70	-0.33	0.98	2.65
Tevere	Ponte Nuovo	117	0.24	38.81	-0.16	0.98	2.57
Tevere	Ponte Nuovo	269	0.18	49.24	-0.31	0.98	2.63
Teverone		51	0.19	47.32	-0.40	1.00	2.62
Teverone	Torre di Montefalco	37	0.10	75.83	-0.49		2.77
Timia		220	0.20	54.15	-0.28	1.00	2.76
Timia		70	0.14	59.81	-0.39	1.00	2.71

Appendice 3 - Cavedano: parametri dell'equazione di von Bertalanffy ed il corrispondente valore di Φ' (in rosso sono riportate le popolazioni in cui la lunghezza dell'esemplare più grande è inferiore al 50% di L_{∞}) (continua).

Corso d'acqua	Località	Esemplari	k	L_{∞}	t_0	r^2	Φ'
Timia	Cantalupo	87	0.13	65.08	-0.59	0.98	2.73
Topino	San Giovanni Profiamma	114	0.18	47.59	-0.53		2.61
Topino	Ponte Nuovo di Bevagna	141	0.24	42.48	-0.16		2.65
Topino	Cannara	147	0.15	58.35	-0.38		2.74
Topino	San Giovanni Profiamma	260	0.13	55.55	-0.80	0.99	2.62
Topino	Ponte Nuovo di Bevagna	417	0.15	50.14	-0.32	1.00	2.57
Topino	Cannara	212	0.15	53.94	-0.27	1.00	2.65
Topino	Passaggio di Bettona	68	0.19	50.28	-0.14	1.00	2.69
Topino	Valtopina	43	0.17	52.21	0.07	0.99	2.67
Topino	Valtopina	44	0.22	45.12	0.10	0.99	2.64
Treia	Civita Castellana	49	0.20	46.60	-0.16	0.98	2.63
Treia	Civita Castellana	170	0.12	60.77	-0.66	0.99	2.66
Treia	Civita Castellana	192	0.14	56.19	-0.34	0.99	2.66
Ventia	Palazzetta	175	0.17	44.77	-0.44	0.99	2.52

Appendice 3 - Cavedano: parametri dell'equazione di von Bertalanffy ed il corrispondente valore di Φ' (in rosso sono riportate le popolazioni in cui la lunghezza dell'esemplare più grande è inferiore al 50% di L_{∞}).

Corso d'acqua	Località	Esemplari	k	L_{∞}	t_0	r^2	Φ'
Abbadia	Le Velette	244	0.16	27.86	-0.27	0.99	2.10
Abbadia	Le Velette	371	0.30	20.08	-0.52	0.99	2.08
Aggia	Gioiello	84	0.19	25.29	-0.50	0.99	2.09
Albergo La Nona	Molinaccio	453	0.23	23.47	-0.34	0.99	2.10
Albergo La Nona	Molinaccio	248	0.30	20.83	-0.42	0.99	2.11
Antirata	Ronchi	122	0.17	25.21	-0.64	0.99	2.05
Argento	Salci Capretta	681	0.16	26.98	-0.45	1.00	2.07
Assino	Campo Reggiano	147	0.22	22.57	-0.44	1.00	2.06
Assino	Umbertide	109	0.15	28.14	-0.97	0.99	2.08
Burano	Madonna del Piano	1275	0.12	32.45	-0.54	0.99	2.11
Carpina	Montone	129	0.26	16.31	-0.76	1.00	1.85
Carpina	C.Petrelle	71	0.23	22.84	-0.94	0.99	2.08
Carpinella	Molino S.Anna	118	0.15	28.45	-0.86	0.98	2.09
Carpinella	Montone	111	0.19	22.45	-0.87	0.97	1.99
Cerfone	Lupo	361	0.20	20.43	-0.85	0.96	1.92
Cesano	Angelo D'Assino	57	0.19	23.73	-0.95	0.99	2.02
Chiani	Fabro Scalo	892	0.23	17.72	-0.88	0.99	1.86
Chiani	Ponte Olevole	561	0.24	21.03	-0.46	0.99	2.02
Chiani	La Casella	192	0.30	20.66	-0.52	0.98	2.10
Chiani	Bagni	677	0.24	21.87	-0.61	1.00	2.06
Chiani	Ciconia	593	0.20	25.49	-0.57	0.99	2.11
Chiani	Ponte Osteria	296	0.52	14.38	-0.50	0.99	2.03
Chiani	Morrano	715	0.28	21.33	-0.27	1.00	2.10
Chiani	Valfabbrica	19	0.43	16.01	-0.35	0.96	2.05
Chiani	Valfabbrica	43	0.23	23.91	-0.40	0.95	2.13
Chiani	Valfabbrica	80	0.21	28.36	-0.27	0.96	2.22
Chiani	Valfabbrica	24	0.38	17.98	-0.36	0.96	2.09
Chiasco	Branca	160	0.11	33.99	-1.00	1.00	2.09
Chiasco	Colpalombo	285	0.20	23.42	-0.62	1.00	2.04
Clitunno	Pigge	153	0.29	15.16	-1.20	0.98	1.82
Fersinone	Migliano	208	0.17	19.96	-1.05		1.83
Forma di mezzo	Collestatte	138	0.12	32.06	-0.58	0.99	2.08
Forma Quattrini	Piani di Ferentillo	479	0.35	15.52	-0.44	0.99	1.93
Forma Quattrini	Piani di Ferentillo	79	0.12	31.64	-0.72	1.00	2.07
Fossalto	Poggiovalle	220	0.28	18.36	0.00	0.99	1.98
Lama	Renzetti	52	0.57	14.15	-0.21	0.98	2.06
Moiano	Acqua Calda	342	0.23	19.20	-0.36	0.98	1.92
Naia	Massa Martana	473	0.18	23.50	-0.42	0.99	2.01
Naia	Ponte Naia	403	0.19	24.52	-0.53	0.99	2.05
Naia	Molino Torrione	282	0.41	17.60	-0.25	0.99	2.10
Nera	Santa Maria Magale	112	0.22	21.86	-0.42	0.99	2.02
Nestore	Casale Selva Piana	79	0.47	13.72	-0.11	0.99	1.95
Nestore	Piegaro	803	0.25	17.94	-0.64	0.99	1.90
Nestore	Tavernelle	119	0.22	19.98	-0.93	0.98	1.95
Nestore	Mercatello	230	0.19	22.85	-0.34	1.00	2.01
Nestore	Petroia	203	0.28	20.05	-0.28	0.99	2.05
Nestore	Mercatello	94	0.12	34.10	-1.23	1.00	2.13

Appendice 4 - Rovella: parametri dell'equazione di von Bertalanffy ed il corrispondente valore di Φ' (in rosso sono riportate le popolazioni in cui la lunghezza dell'esemplare più grande è inferiore al 50% di L_{∞}) (continua).

Corso d'acqua	Località	Esemplari	k	L_{∞}	t_0	r^2	Φ'
Nestore	Mercatello	70	0.10	38.05	-1.10	0.99	2.17
Paglia	Torre Alfina	322	0.26	25.23	-0.57	1.00	2.22
Paglia	La Scarpetta	422	0.24	22.74	-0.68	1.00	2.09
Paglia	Orvieto	87	0.23	23.17	-0.81	0.97	2.10
Paglia	Orvieto	503	0.19	24.92	-1.15	0.99	2.07
Paglia	Orvieto	198	0.10	37.09	-1.52	0.97	2.14
Paglia	Orvieto	106	0.20	24.46	-1.02	0.97	2.08
Passano	Renzetti	307	0.26	19.81	-0.46	1.00	2.01
Puglia	Ponte di Ferro	279	0.72	14.22	-0.08	0.99	2.17
Rio Chiaro	Alviano	306	0.21	27.95	-0.20	1.00	2.22
Rio Grande di Bosco	Bosco	253	0.35	15.37	-0.53	0.98	1.92
Saonda	Montefiore	213	0.20	22.63	-0.52	0.99	2.00
Scatorbia	Prato	79	0.18	20.53	-1.01	0.95	1.88
Serra	Poggio Lavarino	345	0.30	19.24	0.08	0.99	2.04
Soara	M.del Sasso	263	0.26	20.29	-0.52	0.98	2.03
Sovara	Pistrino	379	0.20	23.85	-0.20	0.96	2.05
Tatarena		129	0.26	22.76	-0.38	0.99	2.13
Tevere	S.Giustino	707	0.21	23.24	-0.23	0.99	2.04
Tevere	S.Lucia	86	0.27	20.47	-0.59	0.99	2.05
Tevere	Trestina	63	0.13	31.46	-1.17	0.99	2.11
Tevere	Ponte Pattoli	212	0.24	21.87	-0.95	0.98	2.05
Tevere	S.Lucia	193	0.37	19.20	-0.22	0.97	2.13
Tevere	S.Lucia	243	0.39	18.36	-0.35	1.00	2.11
Tevere	S.Lucia	203	0.39	18.35	-0.36	0.99	2.12
Tevere	S.Lucia	134	0.48	17.29	-0.13	0.99	2.16
Teverone		68	0.33	21.21	-0.21	0.99	2.17
Teverone		326	0.14	34.49	-0.60	1.00	2.23
Teverone	Torre di Montefalco	448	0.22	26.91	-0.46	1.00	2.20
Timia		203	0.18	30.04	-0.72	1.00	2.20
Timia		121	0.15	29.38	-0.94	1.00	2.12
Topino	San Giovanni Profiamma	336	0.20	24.68	-0.54	1.00	2.09
Topino	Ponte Nuovo di Bevagna	708	0.29	17.77	-0.59	1.00	1.97
Topino	Passaggio di Bettona	95	0.25	25.87	-0.40	1.00	2.23
Topino	Valtopina	21	0.24	19.57	-0.53	0.97	1.96
Treia	Civita Castellana	326	0.12	27.82	-1.11	0.97	1.97
Treia	Civita Castellana	688	0.08	38.79	-1.08	0.98	2.10
Ventola	Palazzetta	178	0.15	30.46	-0.45	0.99	2.14

Appendice 4 - Rovella: parametri dell'equazione di von Bertalanffy ed il corrispondente valore di Φ' (in rosso sono riportate le popolazioni in cui la lunghezza dell'esemplare più grande è inferiore al 50% di L_{∞}).

Corso d'acqua	Località	Esemplari	k	L_{∞}	t_0	r^2	Φ'
Aggia	Molino della Nicala	82	82	0.49	15.56	-0.13	1.00
Aggia	Gioiello	336	336	0.24	22.05	-0.34	0.98
Antirata	Ronchi	160	160	0.32	19.77	-0.35	0.98
Caldognola	Ponte Parrano	144	144	0.24	22.39	-0.72	0.97
Caldognola	Ponte Parrano	333	333	0.22	21.27	-0.38	0.99
Calvana	Rotecastello	378	378	0.35	19.05	-0.04	0.95
Calvana	Marsciano	62	62	0.27	19.17	-0.41	0.97
Carcaione	La Padella – San Giorgio	164	164	0.24	22.27	-0.51	0.99
Carpina	Cainardi	327	327	0.14	29.11	-0.68	0.99
Caval Morto	C.Fornace	115	115	0.61	15.10	-0.37	0.98
Certano	Pianello	378	189	0.19	26.17	-0.58	0.99
Cesa	Angelo D'Assino	158	158	0.25	22.02	-0.26	0.99
Chiani	Valfabbrica	51	51	0.39	17.19	-0.56	0.94
Chiani	Valfabbrica	24	24	0.18	30.00	-0.55	0.95
Chiascio	Torre dell'Olmo	196	196	0.38	17.48	-0.08	1.00
Chiascio	Branca	393	393	0.22	22.29	-0.64	1.00
Doria	Le Caselle	89	89	0.21	23.22	-0.09	1.00
Elmo	Molino del Fruga	409	409	0.29	19.65	-0.55	0.99
Faena	San Venanzo	239	239	0.13	29.28	-0.68	0.97
Fersinone	Pornello	129	129	0.34	19.39	-0.06	0.97
Forma Quattrini	Piani di Ferentillo	57	57	0.16	26.52	-0.27	0.99
Forma Quattrini	Piani di Ferentillo	38	38	0.13	29.40	-1.05	0.96
Lama	Renzetti	138	138	0.42	16.72	-0.30	1.00
Lanna	Campo Reggiano	101	101	0.30	17.90	-0.50	0.99
Migliari	Podere Pian di Meano	305	300	0.21	20.24	-1.04	0.99
Mussino	Pierantonio	31	31	0.39	17.42	-0.38	0.97
Naia	Massa Martana	94	94	0.19	24.83	-1.11	0.94
Nera	Borgo Cerreto	34	34	0.29	17.97	0.09	0.97
Nestore	Casale Selva Piana	61	126	0.22	20.95	-0.73	0.95
Passano	Renzetti	334	334	0.12	32.65	-0.71	0.99
Rasina	Branca	144	144	0.30	19.19	-0.37	0.99
Sentino	Ponte Calcara	248	248	0.62	15.97	0.08	1.00
Sentino	Fossana (Casarra)	54	54	0.51	16.01	-0.01	1.00
Serpolla	Pornello	126	126	0.18	23.81	-0.61	0.98
Tevere	S.Giustino	777	777	0.35	19.19	-0.25	0.99
Tevere	S.Lucia	44	44	0.47	15.92	-0.25	0.93
Tignana	La Micia	112	112	0.25	23.37	0.03	
Topino	Vittiano	211	211	0.30	19.02	-0.29	1.00
Topino	Valtopina	420	420	0.22	22.55	-0.31	0.99
Topino	San Giovanni Profiamma	929	929	0.16	22.03	-1.04	1.00
Topino	Ponte Nuovo di Bevagna	239	239	0.19	26.57	-0.23	0.94
Topino	Valtopina	265	265	0.13	29.71	-0.67	0.92
Topino	Valtopina	193	193	0.25	19.79	-0.46	0.92
Vaschi	Fiume	135	135	0.22	25.48	-0.30	0.99
Ventia	Molino di Galgata	244	244	0.23	23.67	-0.69	0.98
Ventia	Monte L'Abate	70	70	0.39	17.42	-0.38	0.97

Appendice 5 - Vairone: parametri dell'equazione di von Bertalanffy ed il corrispondente valore di Φ' (in rosso sono riportate le popolazioni in cui la lunghezza dell'esemplare più grande è inferiore al 50% di L_{∞}).

Corso d'acqua	Località	Esemplari	a	b	r ²
Ambro	Vetice	34	0.004	3.33	0.961
Ambro	Piedivalle	21	0.003	3.45	0.996
Aniene	Subiaco	42	0.017	2.85	0.987
Aniene	Subiaco	128	0.015	2.89	0.965
Aniene	Subiaco	156	0.010	3.04	0.992
Aniene	Subiaco	122	0.010	3.05	0.984
Aso	Mulino Rava	21	0.003	3.44	0.957
Bagno	La Peschiera	30	0.007	3.14	0.894
Bulciano	Molino di Bulciano	24	0.020	2.76	0.935
Caldognola	Confluenza con Topino	27	0.007	3.11	0.968
Campiano	Preci	70	0.010	2.97	0.951
Campiano	Campi	261	0.009	3.08	0.988
Campiano	Preci	61	0.008	3.11	0.984
Campiano	Campi	65	0.005	3.24	0.987
Campiano	M.o d'Arrone	30	0.003	3.42	0.987
Cananeccia	Canareccia	65	0.008	3.06	0.987
Certano	Pianello	47	0.006	3.18	0.979
Chienti	Pontelatrave	57	0.005	3.32	0.982
Chienti	Polverina	11	0.003	3.42	0.983
Clitunno	Pigge	211	0.008	3.12	0.985
Clitunno	Pigge	72	0.006	3.17	0.988
Corno	Serravalle	249	0.014	2.92	0.981
Corno	Serravalle	183	0.012	2.94	0.983
Corno	Serravalle	196	0.010	3.01	0.980
Corno	Biselli	274	0.010	3.06	0.994
Corno	Nortosce	120	0.010	3.07	0.988
Corno	Roccaporena	415	0.009	3.08	0.993
Corno	Nortosce	114	0.008	3.13	0.995
Corno	Biselli	248	0.008	3.14	0.994
Corno	Serravalle	236	0.006	3.15	0.969
Corno	Serravalle	294	0.007	3.17	0.992
Corno	Roccaporena	275	0.006	3.17	0.993
Corno	Serravalle	287	0.006	3.22	0.992
Cossudro	Sossasso	23	0.008	3.12	0.981
Fergia	Le Moline	112	0.009	3.08	0.987
Fiastrone	Cocorozzo	26	0.011	3.07	0.914
Fiastrone	Valle Fiastrone	26	0.004	3.38	0.935
Fiastrone	Meriggio	26	0.003	3.49	0.991
Forma del Principe	Umbriano	82	0.012	3.00	0.984
Forma del Principe	Umbriano	40	0.007	3.12	0.986
Fosso dei Bagni	Acciano	27	0.007	3.09	0.990
Fosso della Rota	Vallegrascia	39	0.008	3.11	0.965
Fosso dell'acquasanta	Riterria	12	0.005	3.32	0.961
Fosso di Piedivalle	Piedivalle	28	0.011	2.99	0.991
Lago di Piediluco	Lago di Piediluco	30	0.009	3.04	0.984
Menotre	Pale	150	0.018	2.79	0.973
Menotre	Pale	154	0.017	2.82	0.972
Menotre	Pale	179	0.015	2.88	0.980
Menotre	Pale	402	0.013	2.92	0.968

Appendice 6 – Trota fario: parametri della regressione lunghezza – peso (in rosso sono riportate le popolazioni in cui i valori del coefficiente b risultano esterni all'intervallo 2.5 -3.5 e quelle outlier che non si allineano lungo la retta di regressione $\log_{10}a - b$) (continua).

Corso d'acqua	Località	Esemplari	a	b	r ²
Menotre	Rasiglia	235	0.011	2.99	0.963
menotre	Rasiglia	75	0.008	3.07	0.987
menotre	Ponte Santa Lucia	66	0.008	3.09	0.989
Menotre	Ponte Santa Lucia	78	0.007	3.15	0.972
Monterivoso	Ristorante Monterivoso	117	0.022	2.75	0.981
Monterivoso	Casolare agricolo	125	0.011	2.95	0.975
Monterivoso	Fonte della serpa	134	0.012	2.98	0.981
Monterivoso	Castellonalto	65	0.010	3.02	0.992
Monterivoso		158	0.009	3.11	0.994
Monterivoso	Monterivoso	70	0.008	3.11	0.991
Nera		321	0.014	2.90	0.979
Nera		440	0.013	2.90	0.976
Nera	Terria	61	0.015	2.91	0.978
Nera	Piedipaterno	122	0.014	2.93	0.981
Nera	Borgo cerreto	324	0.013	2.93	0.978
Nera		838	0.012	2.94	0.975
Nera	Piedipaterno	233	0.013	2.94	0.981
Nera		285	0.011	2.96	0.987
Nera		383	0.011	2.96	0.982
Nera	Scheggino	161	0.012	3.00	0.996
Nera	Collestatte Piano	84	0.012	3.00	0.994
Nera	Piedipaterno	145	0.011	3.01	0.993
Nera	Ceselli	377	0.012	3.01	0.982
Nera	Arrone	155	0.012	3.02	0.985
Nera	Sant'Anatolia di Narco	148	0.011	3.02	0.992
Nera	Terria	153	0.012	3.02	0.991
Nera	Piedipaterno	192	0.011	3.02	0.993
Nera	Collestatte Piano	56	0.010	3.02	0.990
Nera	Borgo Cerreto	295	0.009	3.02	0.980
Nera	Piè della Rocca	29	0.009	3.03	0.992
Nera	Piedipaterno	291	0.009	3.03	0.979
Nera	San Lazzaro	136	0.009	3.03	0.990
Nera	Terria	348	0.009	3.03	0.990
Nera	Borgo Cerreto	295	0.009	3.05	0.989
Nera	Ceselli	104	0.010	3.06	0.987
Nera	Borgo Cerreto	201	0.008	3.06	0.990
Nera	Arrone	85	0.010	3.06	0.993
Nera	Piedipaterno	188	0.009	3.06	0.980
Nera		629	0.009	3.07	0.989
Nera	Visso	40	0.008	3.09	0.983
Nera	Sant'Anatolia di Narco	230	0.009	3.10	0.991
Nera	Borgo Cerreto	216	0.009	3.10	0.988
Nera	Macenano	520	0.008	3.10	0.987
Nera		704	0.008	3.11	0.988
Nera	Ferentillo	73	0.008	3.11	0.990
Nera	Borgo Cerreto	399	0.007	3.12	0.987
Nera	Il Molino	28	0.008	3.12	0.974
Nera	Macenano	83	0.007	3.13	0.987
Nera	Piedipaterno	67	0.007	3.13	0.994

Appendice 6 – Trota fario: parametri della regressione lunghezza – peso (in rosso sono riportate le popolazioni in cui i valori del coefficiente b risultano esterni all'intervallo 2.5 -3.5 e quelle outlier che non si allineano lungo la retta di regressione $\log_{10}a - b$) (continua).

Corso d'acqua	Località	Esemplari	a	b	r ²
Nera	Scheggino	238	0.009	3.14	0.993
Nera	Macenano	135	0.008	3.14	0.992
Nera	Macenano	293	0.006	3.17	0.991
Nera	San Lazzaro	215	0.007	3.17	0.991
Nera	Ponte di Chiusita	160	0.007	3.17	0.995
Nera	Borgo Cerreto	154	0.006	3.20	0.975
Nera	Ponte di Chiusita	45	0.004	3.33	0.984
Rapeгна	Castelsantangelo	24	0.008	3.11	0.992
Rio	Cervara	67	0.009	3.10	0.991
Rio	Cervara	86	0.004	3.33	0.994
Rio Capodacqua	Pieve Fanonica	27	0.005	3.28	0.976
Rio Fergia	Le Moline	26	0.008	3.09	0.988
Sacro	Grotta dello Scortico	23	0.018	2.85	0.988
Scirca	Palazzo Billi	29	0.014	2.85	0.953
Sensati	Pontuglia	21	0.006	3.26	0.991
Sentino	Fossana	124	0.008	3.13	0.992
Singerna	Brenzi	24	0.060	2.43	0.980
Singerna	Gregnano	24	0.013	2.89	0.956
Singerna	Ponte Singerna	97	0.007	3.14	0.959
Sordo	Freddara	69	0.014	2.96	0.961
Sordo	Serravalle	214	0.009	3.04	0.990
Sordo	Norcia	510	0.010	3.05	0.991
Sordo	Serravalle	243	0.008	3.14	0.987
Sordo	Norcia	696	0.006	3.15	0.989
Sordo	Norcia	75	0.003	3.44	0.956
Stianta	Cerreto	95	0.015	2.85	0.966
Tenna	Acquagallo	27	0.008	3.13	0.995
Tenna	Montefortino	80	0.008	3.15	0.983
Tenna	Casa Innamorati	26	0.006	3.22	0.985
Terria	Terria	28	0.006	3.19	0.989
Tevere	Valsavignone	90	0.021	2.73	0.983
Tevere	Valle di Pieve	19	0.012	2.96	0.976
Tignana	La Micia	30	0.039	2.54	0.959
Tignana	La Micia	32	0.030	2.62	0.984
Tignana	Ponte di Romagnoli	62	0.025	2.67	0.979
Tignana	Ponte di Romagnoli	95	0.003	3.38	0.967
Topino	Valtopina	62	0.012	2.94	0.971
Topino	Valtopina	20	0.011	3.01	0.987
Topino	Nocera Umbra	55	0.009	3.02	0.987
Topino	Vittiano	61	0.009	3.06	0.994
Topino	Vaccara	54	0.009	3.08	0.995
Topino	Case Basse di Nocera	126	0.009	3.10	0.982
Topino	Purello	57	0.006	3.15	0.991
Ussita	Madonna dell'Uccelletto	47	0.018	2.81	0.967
Ussita	Capovallaza	33	0.008	3.09	0.977
Vaccara	Vaccara	338	0.013	2.95	0.954
Vetorno	Purello	82	0.008	3.09	0.976
Vigi	Sellano	144	0.019	2.76	0.975
Vigi	Sellano	180	0.013	2.88	0.975

Appendice 6 – Trota fario: parametri della regressione lunghezza – peso (in rosso sono riportate le popolazioni in cui i valori del coefficiente b risultano esterni all'intervallo 2.5 -3.5 e quelle outlier che non si allineano lungo la retta di regressione $\log_{10}a - b$) (continua).

Corso d'acqua	Località	Esemplari	a	b	r ²
Vigi	Sellano	274	0.014	2.88	0.966
Vigi	Borgo Cerreto	78	0.014	2.88	0.994
Vigi	Borgo Cerreto	138	0.013	2.95	0.959
Vigi	Ponte del Piano	75	0.011	3.00	0.994
Vigi		269	0.010	3.01	0.967
Vigi	Scogli San Lazzaro	130	0.009	3.02	0.993
Vigi	Sellano	284	0.008	3.05	0.974
Vigi	Scogli San Lazzaro	232	0.008	3.09	0.982
Vigi	Ponte del Piano	225	0.008	3.12	0.994
Vigi	Sellano	203	0.007	3.15	0.994
Vigi	Sellano	107	0.004	3.34	0.989

Appendice 6 – Trota fario: parametri della regressione lunghezza – peso (in rosso sono riportate le popolazioni in cui i valori del coefficiente b risultano esterni all'intervallo 2.5 -3.5 e quelle outlier che non si allineano lungo la retta di regressione $\log_{10}a - b$).

Corso d'acqua	Località	Esemplari	a	b	r ²
Aggia	Gioiello	61	0.010	3.08	0.984
Aja	Ponte Aia	56	0.009	3.05	0.976
Astrone	Ponticelli	307	0.007	3.18	0.846
Caldognola	Ponte Parrano	31	0.012	2.99	0.964
Caldognola		32	0.003	3.32	0.976
Calvana	Marsciano	46	0.007	3.14	0.954
Calvana	Rotecastello	93	0.005	3.36	0.974
Carcaione	La Padella – San Giorgio	50	0.010	3.00	0.967
Carpina	Cainardi	91	0.015	2.87	0.979
Carpinella	Molino S.Anna	48	0.013	2.93	0.983
Cerfone	Lupo	104	0.010	2.98	0.993
Chiani	Morrano	32	0.013	2.87	0.986
Chiani	Ciconia	117	0.015	2.88	0.962
Chiani	Bagni	130	0.011	2.99	0.986
Chiani	Ponte Olevole	134	0.010	3.03	0.991
Chiani	La Casella	201	0.009	3.08	0.993
Chiani	Morrano	152	0.005	3.19	0.991
Chiascio	Branca	135	0.017	2.80	0.992
Chiascio	Torchiagina	68	0.015	2.85	0.990
Chiascio	Valfabbrica	42	0.015	2.87	0.990
Chiascio	Valfabbrica	199	0.014	2.89	0.961
Chiascio	Bastia Umbra	301	0.013	2.92	0.992
Chiascio	Colpalombo	170	0.013	2.92	0.970
Chiascio	Branca	259	0.013	2.95	0.950
Chiascio	Valfabbrica	28	0.011	2.99	0.991
Chiascio	Valfabbrica	247	0.010	3.01	0.986
Chiascio	Torchiagina	202	0.009	3.04	0.970
Chiascio	Bastia Umbra	49	0.007	3.08	0.992
Chiascio		121	0.009	3.09	0.987
Chiascio	Colpalombo	64	0.007	3.11	0.994
Fersinone	Molino Rotaprona	38	0.009	3.12	0.991
Fersinone	Pornello	33	0.008	3.13	0.991
Fossalto	Poggiovalle	61	0.011	2.98	0.976
Ierna	Po Barbano	65	0.009	3.07	0.968
Montacchione	Ponte del Sole	60	0.012	2.98	0.976
Naia	Ponte Naia	55	0.010	3.00	0.992
Naia	Molino Torrione	103	0.005	3.30	0.979
Naia	Massa Martana	63	0.005	3.33	0.988
Nera	Santa Maria Magale	31	0.007	3.14	0.992
Nestore	Marsciano	51	0.010	3.01	0.985
Otro	Conchi	34	0.016	2.81	0.982
Paglia	Orvieto	73	0.022	2.73	0.979
Paglia	Orvieto	26	0.018	2.82	0.995
Paglia	Orvieto	42	0.014	2.85	0.989
Paglia	Orvieto	43	0.013	2.90	0.980
Paglia	Orvieto	46	0.013	2.91	0.989
Paglia	Confl. nel F.Tevere	135	0.012	2.93	0.990
Paglia	Ciconia	126	0.011	2.97	0.989
Paglia	Torre Alfina	105	0.011	2.99	0.986
Paglia	Baschi	26	0.009	3.00	0.985
Paglia	Allerona	60	0.009	3.03	0.991

Appendice 7 – Barbo tiberino: parametri della regressione lunghezza – peso (in rosso sono riportate le popolazioni in cui i valori del coefficiente b risultano esterni all'intervallo 2.5 -3.5 e quelle outlier che non si allineano lungo la retta di regressione $\log_{10}a - b$) (continua).

Corso d'acqua	Località	Esemplari	a	b	r ²
Paglia	Allerona Scalo	64	0.010	3.03	0.990
Paglia	Allerona	36	0.008	3.05	0.992
Paglia	La Scarpetta	118	0.008	3.08	0.979
Puglia	Collepepe	332	0.032	2.56	0.955
Puglia	Collazzone	52	0.012	2.97	0.972
Puglia	Ponte di Ferro	109	0.009	3.11	0.967
Rasina	Branca	35	0.007	3.09	0.993
Rio Chiaro	Alviano	160	0.009	3.05	0.991
Rio Grande di Amelia	Amelia	39	0.021	2.74	0.997
Romealla		39	0.006	3.23	0.986
Saonda	Montefiore	101	0.011	2.99	0.987
Saonda	Montefiore	53	0.007	3.14	0.983
Serra	Poggio Lavarino	61	0.008	3.07	0.987
Serra	Poggio Lavarino	38	0.005	3.26	0.979
Singerna	Brenzi	20	0.010	3.03	0.985
Soara	Pistrino	31	0.023	2.67	0.921
Soara	M.del Sasso	32	0.011	2.97	0.991
Tevere	S.Lucia	89	0.017	2.82	0.965
Tevere	S.Lucia	34	0.015	2.86	0.993
Tevere	Umbertide	83	0.012	2.91	0.981
Tevere	Valle di Pieve	78	0.012	2.92	0.943
Tevere	Ponte Nuovo	57	0.011	2.94	0.995
Tevere	S.Lucia	89	0.012	2.95	0.996
Tevere	S.Lucia	36	0.011	2.96	0.994
Tevere	Bomarzo	109	0.011	2.96	0.990
Tevere	Ponte Nuovo	57	0.009	2.98	0.987
Tevere	Trestina	45	0.011	2.99	0.987
Tevere	Gorgabuia	53	0.009	3.00	0.982
Tevere	Gorgabuia	30	0.010	3.00	0.987
Tevere	Valsavignone	19	0.010	3.01	0.980
Tevere	Ponte Pattoli	114	0.010	3.01	0.990
Tevere	S.Giustino	136	0.008	3.12	0.991
Tevere	Gorgabuia	26	0.006	3.14	0.983
Tevere	S.Lucia	21	0.006	3.17	0.995
Teverene		42	0.013	2.94	0.935
Teverone	Torre di Montefalco	47	0.009	3.03	0.990
Tignana	La Micia	17	0.004	3.29	0.898
Timia	Cantalupo	115	0.013	2.91	0.990
Timia	Cantalupo	47	0.011	2.97	0.995
Topino	Valtopina	46	0.020	2.81	0.950
Topino	Valtopina	33	0.016	2.85	0.977
Topino	Ponte Nuovo di Bevagna	76	0.012	2.91	0.992
Topino	San Giovanni Profiamma	77	0.011	2.96	0.981
Topino	San Giovanni Profiamma	150	0.012	2.97	0.993
Topino	Cannara	88	0.010	2.97	0.998
Topino	Ponte Nuovo di Bevagna	315	0.011	2.98	0.988
Topino	Cannara	113	0.010	3.01	0.991
Topino	Valtopina	81	0.008	3.06	0.979
Topino	Valtopina	78	0.006	3.17	0.979
Treia	Civita Castellana	37	0.021	2.77	0.995
Treia	Civita Castellana	90	0.010	3.00	0.995
Vaschi	Fiume	49	0.007	3.17	0.986

Appendice 7 – Barbo tiberino: parametri della regressione lunghezza – peso (in rosso sono riportate le popolazioni in cui i valori del coefficiente b risultano esterni all'intervallo 2.5 -3.5 e quelle outlier che non si allineano lungo la retta di regressione $\log_{10}a - b$) (continua).

Corso d'acqua	Località	Esemplari	a	b	r ²
Abbadia	Le Velette	72	0.010	3.01	0.990
Abbadia	Le Velette	49	0.009	3.03	0.992
Aja	Collebasso	264	0.004	3.35	0.995
Aja	Ponte Aia	178	0.009	3.04	0.982
Albergo La Nona	Molinaccio	102	0.007	3.14	0.995
Albergo La Nona	Podere Molinaccio	110	0.008	3.05	0.989
Antirata	Ronchi	73	0.007	3.11	0.965
Argento	Salci Capretta	167	0.007	3.10	0.991
Assino	Campo Reggiano	49	0.006	3.18	0.993
Assino	Umbertide	129	0.008	3.11	0.982
Astrone	Ponticelli	115	0.006	3.20	0.954
Caldognola	Ponte Parrano	54	0.010	3.05	0.991
Carpina	Montone	134	0.007	3.08	0.973
Carpina	C.Petrelle	98	0.009	3.03	0.988
Carpina	Confl. nel Tevere	82	0.004	3.20	0.954
Carpinella	Molino S.Anna	122	0.009	3.03	0.980
Carpinella	Montone	113	0.010	2.94	0.977
Ceneroso	Tordimonte	61	0.010	2.98	0.949
Cerfone	Lupo	163	0.006	3.18	0.983
Chiani	Ponticelli	179	0.004	3.40	0.941
Chiani	Fabro Scalo	109	0.006	3.22	0.980
Chiani	Ponte Olevole	158	0.054	3.24	0.988
Chiani	La Casella	181	0.008	3.09	0.987
Chiani	Bagni	158	0.007	3.15	0.991
Chiani	Ciconia	150	0.005	3.24	0.988
Chiani	Ponte Osteria	72	0.006	3.13	0.986
Chiani	Morrano	133	0.010	2.98	0.988
Chiasco		122	0.009	3.08	0.969
Chiasco	Branca	137	0.008	3.12	0.989
Chiasco	Colpalombo	153	0.006	3.17	0.979
Chiasco	Torchiagina	185	0.005	3.25	0.989
Chiasco	Bastia Umbra	393	0.008	3.05	0.990
Chiasco	Pontenuovo	215	0.008	3.06	0.990
Chiasco	Torre dell'Olmo	54	0.005	3.21	0.991
Chiasco	Branca	89	0.014	2.85	0.983
Chiasco	Colpalombo	55	0.006	3.13	0.992
Chiasco	Torchiagina	56	0.013	2.88	0.947
Chiasco	Bastia Umbra	58	0.008	3.06	0.994
Chiasco	Pontenuovo	138	0.008	3.02	0.973
Fersinone	Marsciano	99	0.007	3.10	0.961
Chiasco	Torchiagina	56	0.013	2.88	0.947
Chiasco	Bastia Umbra	58	0.008	3.06	0.994
Ierna	Po Barbano	98	0.005	3.24	0.992
Lago di Montedoglio	Lago di Montedoglio	103	0.008	3.07	0.990
Lago di Piediluco	Lago di Piediluco	29	0.005	3.26	0.996
Lago di Recentino		251	0.006	3.19	0.975
Lago di San liberato		25	0.007	3.21	0.997
Lanna	Campo Reggiano	121	0.010	2.98	0.967
Moiano	Acqua Calda	144	0.010	2.96	0.980

Appendice 8 – Cavedano: parametri della regressione lunghezza – peso (in rosso sono riportate le popolazioni in cui i valori del coefficiente b risultano esterni all'intervallo 2.5 -3.5 e quelle outlier che non si allineano lungo la retta di regressione $\log_{10}a - b$) (continua).

Corso d'acqua	Località	Esemplari	a	b	r ²
Mussino	Massa Martana	74	0.005	3.29	0.992
Naia	Ponte Naia	138	0.007	3.16	0.962
Naia	Molino Torrione	165	0.005	3.26	0.989
Nera	Santa Maria Magale	142	0.006	3.22	0.995
Nestore	Tavernelle	144	0.008	3.08	0.981
Nestore	Mercatello	157	0.008	3.08	0.991
Nestore	Marsciano	404	0.004	3.37	0.985
Nestore	Petroia	86	0.011	2.91	0.929
Nestore	Mercatello	62	0.010	3.01	0.995
Niccone	Migianella	128	0.029	2.56	0.908
Paglia	Torre Alfina	269	0.008	3.07	0.989
Paglia	Allerona Scalo	127	0.008	3.07	0.992
Paglia	La Scarpetta	163	0.008	3.10	0.987
Paglia	Ciconia	192	0.007	3.10	0.991
Paglia	Confl. nel F.Tevere	197	0.009	3.03	0.985
Paglia	Allerona	145	0.008	3.07	0.990
Paglia	Orvieto	216	0.010	3.00	0.992
Paglia	Orvieto	31	0.009	3.03	0.991
Paglia	Orvieto	71	0.008	3.05	0.992
Paglia	Orvieto	135	0.007	3.11	0.988
Puglia	Ponte di Ferro	120	0.007	3.16	0.986
Puglia	Collazzone	132	0.008	3.08	0.981
Puglia	Collepepe	24	0.004	3.30	0.981
Resina	Resina	233	0.006	3.20	0.986
Rio Chiaro	Alviano	55	0.006	3.22	0.996
Rio Grande d'Amelia	Amelia	164	0.009	3.06	0.989
Rio Grande di Bosco	Bosco	43	0.009	3.05	0.983
Romealla		344	0.006	3.22	0.986
Saonda	Montefiore	203	0.010	3.00	0.981
Saonda	Montefiore	69	0.006	3.14	0.994
Soara	M.del Sasso	112	0.011	2.95	0.983
Sovara	Pistrino	105	0.016	2.79	0.976
Sovara	Sovara	159	0.005	3.17	0.949
Tatarena		61	0.008	3.06	0.989
Tevere	S.Giustino	167	0.008	3.12	0.975
Tevere	S.Lucia	75	0.007	3.12	0.989
Mussino	Massa Martana	74	0.005	3.29	0.992
Naia	Ponte Naia	138	0.007	3.16	0.962
Naia	Molino Torrione	165	0.005	3.26	0.989
Nera	Santa Maria Magale	142	0.006	3.22	0.995
Nestore	Tavernelle	144	0.008	3.08	0.981
Nestore	Mercatello	157	0.008	3.08	0.991
Nestore	Marsciano	404	0.004	3.37	0.985
Nestore	Petroia	86	0.011	2.91	0.929
Nestore	Mercatello	62	0.010	3.01	0.995
Niccone	Migianella	128	0.029	2.56	0.908
Paglia	M. Rubaglio-Torre Alfina	269	0.008	3.07	0.989
Paglia	Allerona Scalo	127	0.008	3.07	0.992
Paglia	La Scarpetta	163	0.008	3.10	0.987

Appendice 8 – Cavedano: parametri della regressione lunghezza – peso (in rosso sono riportate le popolazioni in cui i valori del coefficiente b risultano esterni all'intervallo 2.5 -3.5 e quelle outlier che non si allineano lungo la retta di regressione $\log_{10}a - b$) (continua).

Corso d'acqua	Località	Esemplari	a	b	r ²
Tevere	Trestina	130	0.007	3.11	0.994
Tevere	Umbertide	103	0.008	3.03	0.977
Tevere	Ponte Pattoli	215	0.007	3.07	0.991
Tevere	Ponte Nuovo	116	0.006	3.15	0.985
Tevere	Collepepe	107	0.005	3.26	0.992
Tevere	Pontecuti	162	0.006	3.12	0.981
Tevere	Madonna di Porto	54	0.007	3.11	0.983
Tevere	Bomarzo	81	0.013	2.93	0.981
Tevere	Gorgabuia	46	0.004	3.32	0.985
Tevere	Gorgabuia	55	0.007	3.06	0.978
Tevere	Gorgabuia	60	0.004	3.29	0.973
Tevere	Gorgabuia	312	0.008	3.03	0.966
Tevere	S.Lucia	109	0.009	3.03	0.991
Tevere	S.Lucia	73	0.008	3.07	0.992
Tevere	S.	34	0.005	3.24	0.990
Tevere	S.Lucia	97	0.006	3.14	0.990
Tevere	Ponte Nuovo	31	0.007	3.11	0.987
Tevere	Ponte Nuovo	56	0.011	3.01	0.994
Tevere	Ponte Nuovo	92	0.008	3.07	0.972
Tevere	Ponte Nuovo	136	0.014	2.90	0.988
Teverone		50	0.008	3.06	0.985
Teverone	Torre di Montefalco	36	0.010	3.00	0.987
Timia		89	0.007	3.10	0.989
Timia		53	0.006	3.16	0.995
Timia	Cantalupo	71	0.006	3.17	0.996
Timia	Cantalupo	83	0.006	3.17	0.995
Topino	San Giovanni Profiamma	113	0.008	3.09	0.983
Topino	Ponte Nuovo di Bevagna	141	0.009	3.03	0.987
Topino	Cannara	147	0.010	3.01	0.962
Topino	Passaggio di Bettona	85	0.008	3.07	0.994
Topino	San Giovanni Profiamma	73	0.004	3.26	0.994
Topino	Ponte Nuovo di Bevagna	75	0.009	3.00	0.993
Topino	Cannara	67	0.005	3.21	0.993
Topino	Passaggio di Bettona	61	0.004	3.23	0.987
Topino	Valtopina	31	0.004	3.31	0.991
Topino	Valtopina	25	0.006	3.20	0.969
Treia	Civita Castellana	29	0.005	3.23	0.994
Treia	Civita Castellana	83	0.007	3.16	0.987
Treia	Civita Castellana	102	0.003	3.39	0.987
Ventia	Palazzetta	106	0.009	3.05	0.981

Appendice 8 – Cavedano: parametri della regressione lunghezza – peso (in rosso sono riportate le popolazioni in cui i valori del coefficiente b risultano esterni all'intervallo 2.5 -3.5 e quelle outlier che non si allineano lungo la retta di regressione $\log_{10}a - b$).

Corso d'acqua	Località	Esemplari	a	b	r ²
Abbadia	Le Velette	241	0.001	3.0	0.953
Abbadia	Le Velette	125	0.010	3.1	0.979
Aggia	Gioiello	84	0.008	3.2	0.951
Albergo La Nona	Podere Molinaccio	108	0.021	2.7	0.950
Albergo La Nona	Molinaccio	242	0.006	3.3	0.977
Antirata	Ronchi	108	0.006	3.2	0.904
Argento	Salci Capretta	201	0.011	2.9	0.889
Assino	Campo Reggiano	101	0.011	3.0	0.957
Assino	Umbertide	95	0.009	3.1	0.936
Astrone	Ponticelli	392	0.013	2.9	0.768
Burano	Madonna del Piano	153	0.004	3.4	0.946
Carpina	Montone	123	0.012	2.8	0.793
Carpina	C.Petrelle	67	0.008	3.2	0.960
Carpinella	Cainardi	51	0.019	2.7	0.896
Carpinella	Molino S.Anna	83	0.012	3.0	0.922
Carpinella	Montone	111	0.009	3.1	0.897
Cerfone	Lupo	163	0.008	3.1	0.917
Cesano	Angelo D'Assino	54	0.005	3.3	0.946
Chiani	A valle di Valfabbrica	34	0.028	2.5	0.883
Chiani	A valle di Valfabbrica	22	0.024	2.7	0.960
Chiani	A valle di Valfabbrica	26	0.022	2.7	0.909
Chiani	Ponte Osteria	114	0.012	2.9	0.864
Chiani	Ponte S. Maria	99	0.011	2.9	0.854
Chiani	Morrano	115	0.008	3.1	0.935
Chiani	Bagni	224	0.009	3.1	0.962
Chiani	Ciconia	145	0.007	3.2	0.963
Chiani	Ponte Olevole	333	0.007	3.2	0.914
Chiani	Fabro Scalo	188	0.005	3.3	0.903
Chiani	La Casella	145	0.005	3.4	0.948
Chiani	Ponticelli	153	0.005	3.4	0.879
Chiasco	Torchiagina	32	0.016	2.8	0.934
Chiasco	Bastia Umbra	166	0.013	2.9	0.940
Chiasco	Pontenuovo	68	0.011	2.9	0.901
Chiasco	Colpalombo	151	0.011	3.0	0.904
Chiasco	Branca	119	0.010	3.0	0.959
Chiasco	Colpalombo	82	0.005	3.3	0.982
Chiasco	Branca	50	0.005	3.4	0.928
Chiasco	Torre dell'Olmo	67	0.004	3.4	0.924
Chiasco	Branca	47	0.004	3.5	0.941
Clitunno	Pigge	147	0.017	2.7	0.729
Clitunno	Pigge	33	0.004	3.6	0.928
Fersinone	Migliano	204	0.008	3.2	0.940
Forma di mezzo	Collestatte Piano	115	0.019	2.7	0.973
Forma di Mezzo	Collestatte Piano	55	0.006	3.3	0.944
Forma Quattrini	Piani di Ferentillo	65	0.042	2.4	0.888
Forma Quattrini	Piani di Ferentillo	222	0.005	3.4	0.921
Fossalto	Poggiovalle	207	0.004	3.4	0.913
Ierna	Po Barbano	115	0.009	3.0	0.959
Lama	Renzetti	50	0.020	2.7	0.913

Appendice 9 – Rovella: parametri della regressione lunghezza – peso (in rosso sono riportate le popolazioni in cui i valori del coefficiente b risultano esterni all'intervallo 2.5 -3.5 e quelle outlier che non si allineano lungo la retta di regressione $\log_{10}a - b$) (continua).

Corso d'acqua	Località	Esemplari	a	b	r ²
Moiano	Acqua Calda	225	0.009	3.0	0.924
Naia	Ponte Naia	199	0.009	3.0	0.991
Naia	Massa Martana	161	0.009	3.1	0.930
Naia	Molino Torrione	175	0.007	3.2	0.962
Nera	Santa Maria Magale	99	0.005	3.4	0.968
Nestore	Mercatello	19	0.020	2.7	0.953
Nestore	Mercatello	44	0.017	2.8	0.944
Nestore	Mercatello	30	0.013	2.9	0.948
Nestore	Casale Selva Piana	51	0.013	2.9	0.899
Nestore	Petroia	120	0.010	3.0	0.891
Nestore	Tavernelle	119	0.010	3.1	0.961
Nestore	Mercatello	228	0.010	3.1	0.954
Nestore	Piegaro	637	0.007	3.3	0.910
Paglia	Orvieto	76	0.024	2.7	0.951
Paglia	Orvieto)	87	0.018	2.8	0.967
Paglia	Orvieto)	64	0.015	2.9	0.962
Paglia	Alfina	202	0.011	3.0	0.976
Paglia	Ciconia	214	0.006	3.2	0.964
Paglia	Orvieto	37	0.005	3.3	0.970
Paglia	La Scarpetta	150	0.005	3.4	0.937
Passano	Renzetti	217	0.006	3.2	0.890
Puglia	Collepepe	30	0.057	2.3	0.776
Puglia	Ponte di Ferro	220	0.005	3.3	0.967
Regnano	Galliano	58	0.012	2.8	0.819
Resina	Resina	75	0.008	3.1	0.943
Rio Chiaro	Alviano	218	0.007	3.2	0.957
Rio Grande di Amelia	Amelia	57	0.008	3.2	0.953
Rio Grande di Bosco	Bosco	154	0.004	3.5	0.947
Romealla	Podere Stallore	73	0.008	3.1	0.963
Saonda	Montefiore	73	0.016	2.8	0.952
Saonda	Montefiore	78	0.009	3.0	0.933
Scatorbia	Prato	78	0.006	3.2	0.829
Serra	Poggio Lavarino	31	0.006	3.3	0.886
Serra	Poggio Lavarino	68	0.004	3.4	0.986
Soara	M.del Sasso	228	0.011	3.0	0.948
Sovara	Sovara	94	0.028	2.5	0.825
Sovara	Pistrino	139	0.008	3.1	0.936
Tatarena		126	0.010	3.0	0.948
Tevere	S.Lucia	82	0.025	2.6	0.888
Tevere	S.Lucia	96	0.022	2.7	0.913
Tevere	Ponte Nuovo	67	0.018	2.8	0.932
Tevere	S.Lucia	59	0.013	2.9	0.935
Tevere	S.Lucia	88	0.012	2.9	0.967
Tevere	Trestina	60	0.010	3.0	0.962
Tevere	S.Giustino	121	0.010	3.1	0.923
Tevere	S.Lucia	78	0.007	3.2	0.911
Tevere	Ponte Pattoli	111	0.002	3.6	0.970
Tevere	Umbertide	84	0.001	3.8	0.890
Teverone		80	0.017	2.9	0.986

Appendice 9 – Rovella: parametri della regressione lunghezza – peso (in rosso sono riportate le popolazioni in cui i valori del coefficiente b risultano esterni all'intervallo 2.5 -3.5 e quelle outlier che non si allineano lungo la retta di regressione $\log_{10}a - b$) (continua).

Corso d'acqua	Località	Esemplari	a	b	r ²
Teverone		68	0.007	3.1	0.903
Teverone	Torre di Montefalco	124	0.006	3.2	0.973
Timia		64	0.009	3.1	0.947
Timia		91	0.007	3.1	0.944
Timia	Cantalupo	47	0.005	3.3	0.952
Topino	Cannara	71	0.020	2.7	0.911
Topino	San Giovanni Profiamma	26	0.017	2.8	0.941
Topino	Pontenuovo	51	0.010	3.0	0.951
Topino	Bastia Umbra	56	0.009	3.0	0.866
Topino	Passaggio di Bettona	71	0.006	3.2	0.951
Topino	San Giovanni Profiamma	139	0.005	3.2	0.866
Topino	Cantalupo	93	0.005	3.2	0.977
Topino	Ponte Nuovo di Bevagna	86	0.006	3.2	0.967
Topino	Cannara	76	0.005	3.3	0.978
Treia	Civita Castellana	395	0.016	2.8	0.920
Treia	Civita Castellana	100	0.017	2.8	0.896
Treia	Civita Castellana	105	0.015	2.9	0.930
Treia	Civita Castellana	256	0.012	3.0	0.924
Vaschi	Fiume	182	0.007	3.2	0.881
Ventola	Palazzetta		0.009	3.0	0.918

Appendice 9 – Rovella: parametri della regressione lunghezza – peso (in rosso sono riportate le popolazioni in cui i valori del coefficiente b risultano esterni all'intervallo 2.5 -3.5 e quelle outlier che non si allineano lungo la retta di regressione $\log_{10}a - b$).

Corso d'acqua	Località	Esemplari	a	b	r ²
Aggia	Molino della Nicala	60	0.026	2.68	0.902
Aggia	Gioiello	205	0.007	3.18	0.931
Antirata	Ronchi	137	0.007	3.20	0.955
Assino	Campo Reggiano	145	0.009	3.07	0.951
Burano	Madonna del Piano	123	0.004	3.36	0.975
Caldognola	Ponte Parrano	144	0.010	3.07	0.952
Caldognola	Ponte Parrano	82	0.005	3.35	0.987
Caldognola		100	0.001	3.94	0.930
Calvana	Rotecastello	338	0.004	3.40	0.950
Calvana	Marsciano	62	0.018	2.79	0.963
Carcaione	La Padella – San Giorgio	161	0.010	3.02	0.948
Carpina	Molino S.Anna	161	0.014	2.87	0.923
Caval Morto		101	0.003	3.61	0.963
Certano	Pianello	112	0.004	3.42	0.966
Cesa	Angelo D'Assino	102	0.004	3.39	0.936
Chiani	Valfabbrica	21	0.048	2.32	0.982
Chiasco	Torre dell'Olmo	130	0.004	3.38	0.961
Chiasco		143	0.011	3.03	0.904
Chiasco	Branca	181	0.009	3.10	0.960
Chiasco	Colpalombo	86	0.010	3.04	0.943
Chiasco	Torre dell'Olmo	89	0.003	3.55	0.969
Chiasco	Branca	171	0.012	2.89	0.943
Chiasco	Colpalombo	51	0.006	3.22	0.970
Doria	Le Caselle	89	0.005	3.35	0.977
Elmo	Molino del Fruga	270	0.010	3.03	0.963
Faena	San Venanzo	158	0.009	3.07	0.966
Fersinone	Pornello	125	0.009	3.07	0.927
Forma Quattrini	Ferentillo	21	0.005	3.29	0.920
Forma Quattrini	Ferentillo	37	0.037	2.41	0.887
Ierna	Ierna	92	0.022	2.71	0.854
Lama	Renzetti	134	0.012	2.95	0.943
Lanna	Campo Reggiano	100	0.012	2.85	0.879
Migliari	Podere Pian di Meano	225	0.007	3.23	0.961
Mussino	Pierantonio	29	0.007	3.25	0.913
Naia	Massa Martana	94	0.015	2.88	0.940
Nera	Borgo Cerreto	34	0.049	2.32	0.864
Nestore	Casale Selva Piana	38	0.009	3.12	0.954
Passano	Renzetti	187	0.006	3.28	0.881
Rasina	Branca	126	0.014	2.78	0.913
Rio Grande di Bosco	Bosco	48	0.016	2.79	0.912
Romealla	Podere Stallore	27	0.022	2.80	0.932
Saonda	Montefiore	66	0.012	2.96	0.895
Saonda	Montefiore	31	0.010	2.98	0.944
Sciola	Corraduccio	85	0.007	3.29	0.978
Sentino	Ponte Calcara	57	0.002	3.69	0.984
Sentino	Casarra	54	0.004	3.42	0.909
Serpolla	Pornello	125	0.015	2.88	0.986
Tevere	S.Giustino	180	0.008	3.16	0.957
Tevere	S.Lucia	37	0.004	3.52	0.851

Appendice 10 – Vairone: parametri della regressione lunghezza – peso (in rosso sono riportate le popolazioni in cui i valori del coefficiente b risultano esterni all'intervallo 2.5 -3.5 e quelle outlier che non si allineano lungo la retta di regressione $\log_{10}a - b$) (continua).

Corso d'acqua	Località	Esemplari	a	b	r ²
Tignana	La Micia	112	0.011	3.00	0.973
Topino	Valtopina	125	0.010	3.10	0.956
Topino	San Giovanni Profiamma	284	0.009	3.11	0.872
Topino	Ponte Nuovo di Bevagna	121	0.008	3.14	0.917
Topino	Vittiano	69	0.068	2.29	0.934
Topino	Valtopina	93	0.004	3.41	0.947
Topino	San Giovanni Profiamma	196	0.004	3.32	0.955
Topino	Ponte Nuovo di Bevagna	168	0.007	3.14	0.964
Topino	Cannara	82	0.006	3.21	0.956
Topino	Valtopina	46	0.038	2.44	0.790
Topino	Valtopina	85	0.019	2.78	0.919
Vaschi	Fiume	91	0.006	3.24	0.876
Ventia	Molino di Galgata	206	0.006	3.21	0.953
Ventia	Monte L'Abate	68	0.004	3.49	0.969
Ventia	Palazzetta	101	0.029	2.51	0.951

Appendice 10 – Vairone: parametri della regressione lunghezza – peso (in rosso sono riportate le popolazioni in cui i valori del coefficiente b risultano esterni all'intervallo 2.5 -3.5 e quelle outlier che non si allineano lungo la retta di regressione $\log_{10}a - b$).