

Autoctonia della trota peninsulare *Salmo ghigii* nell'arco alpino: stato attuale delle conoscenze e rischi associati alle semine di "trota fario mediterranea" in Nord Italia

Gianluca Polgar*, Mattia Iaia, Pietro Volta

Istituto di Ricerca Sulle Acque (IRSA)–CNR, Largo Tonolli 50 – 28922 Verbania Pallanza, VB, Italia

* Referente per la corrispondenza: gianluca.polgar@irsa.cnr.it

Pervenuto il 30.6.2022; accettato il 8.7.2022

Riassunto

La trota peninsulare, comunemente denominata "trota fario mediterranea" e qui classificata come *Salmo ghigii*, ricopre un ruolo importante nell'acceso dibattito in corso sui ripopolamenti ittici. La normativa italiana definisce autoctone specie o popolazioni differenziate che appartengono alla flora o fauna di una determinata area, o che vi sono giunte senza l'intervento dell'uomo. Definisce alloctone specie o popolazioni differenziate che non appartengono alla flora o fauna originaria di una determinata area, ma che vi sono giunte per l'intervento volontario o involontario dell'uomo. In Italia si definiscono "parautoctone" specie non originarie del territorio italiano introdotte e naturalizzate in Italia prima del 1500, oppure introdotte e naturalizzate altrove prima del 1500 e successivamente arrivate in Italia senza l'intervento dell'uomo. Questo concetto è attualmente applicato, per legge, alle sole specie omeoterme (mammiferi e uccelli). L'unico salmonide autoctono ad ampia diffusione nella regione alpina e subalpina italiana è la trota marmorata (*S. marmoratus*). Forti evidenze scientifiche indicano che *S. ghigii* sia autoctona solo nelle Alpi Sud-occidentali (Marittime e Cozie) e che l'introduzione di materiale d'allevamento di origine varia generalmente denominato "trota fario mediterranea" in altre aree di questa regione ponga alti rischi di introgressione ibrida con *S. marmoratus*. Queste introduzioni rischiano anche di compromettere futuri tentativi di comprendere meglio la storia filogeografica dei salmonidi nativi italiani e perialpini. Per questi motivi, si propone per le popolazioni autoctone di *S. ghigii* la massima attenzione conservazionistica e allo stesso tempo la massima cautela circa il suo utilizzo in attività di ripopolamento. In generale, le popolazioni di salmonidi italiani nativi dovrebbero essere sempre gestite come Unità Evolutivamente Significative, a scala di bacino e sottobacino.

PAROLE CHIAVE: parautoctonia / specie parautoctone / trota fario mediterranea / specie native / specie non native / alloctonia / autoctonia / semine / alieutica / pesca sportiva / impianti ittigenici / ibridazione

Autochthony of the peninsular trout *Salmo ghigii* in the Alpine region: state of art and risks associated with stocking of the "Mediterranean brown trout" in northern Italy

The peninsular trout, commonly referred to as the "Mediterranean brown trout" and here classified as *Salmo ghigii*, has an important role in the ongoing conflict on fish stocking. The Italian law defines as autochthonous species or differentiated populations that are part of the original flora or fauna of a certain area, or that arrived there without human intervention. It defines as allochthonous species or differentiated populations that are not a part of the original flora or fauna of a certain area, but arrived there due to intentional or accidental human intervention. In Italy, the law defines as "parautochthonous" those species that are not a part of the original flora or fauna of a certain Italian territory, but were here introduced and naturalised before 1500, or were introduced elsewhere before 1500 and arrived in Italy without human intervention. This concept is presently only applied, by law, to homeotherms (mammals and birds). The only autochthonous and widely distributed salmonid in the Alpine and subalpine Italian region is the marble trout (*S. marmoratus*). There is strong scientific evidence that *S. ghigii* is autochthonous only in the South-western Alps (Maritime and Cottian Alps), and that the introduction of stocked "Mediterranean brown trout" of variable origin in other areas of this region implies high risks of introgressive hybridization with *S. marmoratus*. Such introductions also risk compromising future attempts of better understanding the phylogeographic history of native Italian and Alpine salmonids. For these reasons, we propose to dedicate to native populations of *S. ghigii* the utmost attention and caution, when utilising it for stocking activities. In general, Italian salmonid populations should always be managed as Evolutionary Significant Units, at the basin and sub-basin scales.

KEY WORDS: parautochthony / parautochthonous species / Mediterranean brown trout / native species / non-native species / allochthony / autochthony / stocking / recreational fishing / sportfishing / fish-culture industry / hybridisation

1. Introduzione

Negli ultimi 150 anni, le comunità ittiche di laghi e corsi d'acqua italiani hanno subito profonde trasformazioni a causa del degrado degli ambienti lacustri e fluviali e dell'introduzione* di specie alloctone (sezione 5). Alcune di queste ultime, come i coregoni (genere *Coregonus* Linnaeus, 1758), sono diventate parte importante dell'economia dei territori localizzati intorno ai grandi laghi italiani, costituendone un elemento distintivo e peculiare (Dionigi *et al.*, 2022). Altre, come la trota fario atlantica *Salmo trutta* Linnaeus, 1758, sono oggetto di intensa pesca sportiva, in particolare nei torrenti dell'arco alpino. L'introduzione ed intensa propagazione di specie ittiche alloctone ha apparentemente contribuito a favorire lo sviluppo economico di molti territori depressi del Paese, quali aree rivierasche dei grandi laghi e comunità collinari e montane dell'Italia centro-settentrionale. D'altro canto, le massicce introduzioni di specie alloctone hanno contribuito in molti casi ad alterare sia la struttura ecologica delle comunità ittiche che la struttura genetica delle popolazioni autoctone. Questo è particolarmente evidente nei salmonidi, a causa della diffusa interfertilità fra le diverse specie del genere *Salmo* (per es., Sanz, 2018; Segherloo *et al.*, 2021).

Per fare fronte al sempre più drammatico problema della erosione della biodiversità nativa e arrestarne il processo di declino, la normativa ambientale italiana, già a partire dalla fine del XX secolo, si è espressa in modo chiaro sui rischi associati alla introduzione di specie o popolazioni alloctone. Espressione di ciò sono, da un lato, il recepimento della Direttiva Ha-

bitat 92/43/CE (Council Directive, 1992) con il DPR 357/97 e delle sue successive modifiche e, dall'altro, le indicazioni normative inerenti agli impianti ittiogenici che operano con lo scopo di fornire materiale ittico da ripopolamento (incubatoi di valle; MSAL, 2014). Queste due normative sono ispirate al medesimo principio, ovvero quello di conservare non solo le specie, ma anche e soprattutto la diversità locale delle singole specie, vale a dire le singole popolazioni.

Nel primo caso, l'introduzione di specie e popolazioni alloctone (DPR, 1997, MATTM, 2020) è stata vietata, a meno che uno specifico studio del rischio non valuti la "probabilità di insediamento della specie (...) nell'area di immissione e di diffusione nelle aree circostanti", analizzi i "possibili rischi diretti e indiretti (...) su specie selvatiche autoctone, specie allevate e habitat naturali" e i "possibili benefici ambientali ed ecologici", pianifichi piani di "monitoraggio (...) per valutare gli effetti dell'immissione" e "di interventi gestionali nel caso di impatti negativi impreveduti", descrivendo le "ragioni di rilevante interesse pubblico, connesse a esigenze di tipo ambientale, economico, sociale e culturale" (MATTM, 2020). Per quanto riguarda la fauna ittica, sempre nel 2020, il Ministero della Transizione Ecologica ha proposto, con il supporto tecnico-scientifico dell'Associazione Italiana Ittiologi Acque Dolci (AIAD) e dell'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA) (Maturani, 2021), una lista di specie ittiche autoctone e alloctone di interesse alieutico. In questa seconda categoria è stata inclusa la trota fario atlantica *S. trutta* Linnaeus 1758, colonna portante della pratica alieutica sportiva italiana per quasi due secoli e identificata come una fra

le 100 specie invasive più dannose a livello mondiale (Lowe *et al.*, 2000). Tuttavia, la suddetta lista ha profondamente scontentato gli interessi gestionali della fauna ittica italiana e in particolare, quelli legati alle semine di salmonidi. In seguito alla pressione politica effettuata dalle principali associazioni di pesca sportiva, sono stati prodotti nuovi cambiamenti normativi in materia di semine di pesci alloctoni. Un recente emendamento (SDR, 2022) alla Legge di Bilancio 2022 (PDR, 2021) ha però autorizzato fino al 2023 Regioni, Province e Parchi all'immissione nelle acque pubbliche delle specie alloctone la cui immissione era già consentita nelle carte ittiche prima del decreto dell'aprile 2020. Il Ministero della Transizione Ecologica ha poi specificato (MiTE, 2022) che l'introduzione intenzionale di specie e di popolazioni non autoctone è comunque vietata, a esclusione di quelle specie autorizzate prima dell'emanazione del Decreto del 2 Aprile 2020 (MATTM 2020) e cioè, si presume, autorizzate secondo le modalità previste dalla normativa sovraordinata (n.d.a.).

Nel secondo caso, il Ministero della Salute (MSAL, 2014) ha descritto e regolato le funzioni dei cosiddetti "incubatoi di valle", assegnando loro obiettivi unicamente conservazionistici. Tali linee guida sono state recepite a livello regionale in modo specifico (per es., Regione Piemonte, 2015). Gli incubatoi di valle devono contribuire alla conservazione della diversità delle popolazioni ittiche autoctone, anche di interesse alieutico, mediante la riproduzione artificiale di pesci provenienti dallo stesso bacino di riferimento. Contrariamente agli impianti di allevamento a ciclo chiuso, gli incubatoi di valle non possono avere finalità commerciali e la stabulazione dei pesci

* Per la puntuale definizione dei termini sottolineati si rimanda al Glossario.

(per es. riproduttori) per più di sei mesi deve essere autorizzata dagli Enti competenti, previa identificazione degli esemplari che rimangono nell'incubatoio, ad es. mediante microchip.

Le trote, oggetto di ripopolamento da almeno 150 anni, si trovano al centro del dibattito. Da un lato vi è la necessità di proteggere e conservare la diversità ecologica e genetica di quanto rimane delle popolazioni native di salmonidi italiani, dall'altra la volontà di continuare a sfruttare le risorse ittiche delle acque interne per la pesca, utilizzando i ripopolamenti per incrementare artificialmente la produttività ittica naturale anche in quegli ambienti dove la riproduzione naturale si svolge con successo.

Al centro del dibattito sulle trote del Nord Italia, un ruolo importante viene ricoperto dalla "trota fario mediterranea", qui chiamata "trota peninsulare" e classificata come *Salmo ghigii* Pomini, 1941 (Zanetti *et al.*, 2013; Lorenzoni *et al.*, 2019; Polgar *et al.*, 2022), recentemente introdotta in molte acque del Nord Italia come "trota fario mediterranea" nativa (per es., Gibertoni e Pensierini, 2008) e considerata un'alternativa "sostenibile" alla trota fario atlantica non nativa. La diffusione di questa trota è ancora oggi facilitata dalla comunicazione alle associazioni di pescatori ed Enti preposti alla gestione delle acque interne che il suo areale di distribuzione naturale si estenda in un'ampia area geografica ad ovest del Lago di Garda (Gibertoni *et al.*, 2014; Esposito *et al.*, 2022; D'Agaro *et al.*, 2022). Questa informazione si basa unicamente su una narrativa divulgativa ad oggi priva di supporto scientifico e, soprattutto, senza tenere conto della molteplicità degli scenari possibili.

Alla luce della necessità di

fare chiarezza sulla autoctonia della trota peninsulare *S. ghigii* nell'Italia settentrionale, in questo contributo ci proponiamo di passare in rassegna le attuali conoscenze scientifiche relative alla sua distribuzione, alla sua storia demografica e filogeografica e ai rischi associati alla sua gestione, nel contesto della normativa ambientale oggi in vigore. Discutiamo infine i rischi potenzialmente associati ad attività di ripopolamento e reintroduzione di questa specie.

2. Stato della trota peninsulare (*Salmo ghigii*) nella regione alpina italiana

L'avvento della biologia molecolare applicata all'ittologia e alla tassonomia ha rivoluzionato la conoscenza dell'ecologia ed evoluzione dei salmonidi. L'utilizzo di alcuni marcatori mitocondriali

(D-loop) ha consentito, nell'ambito del cosiddetto *Salmo trutta complex*, di distinguere diverse linee evolutive di geni caratterizzate da diversi aplogruppi (per es., AT o "Atlantico", MA o "Marmoratus", ME o "Mediterraneo", AD o "Adriatico", DA o "Danubiano"; Bernatchez *et al.*, 1992; Bernatchez 2001; Sanz, 2018; Fig. 1), e di ricostruire la loro storia nello spazio e nel tempo. Tuttavia, alcune ricostruzioni filogenetiche e filogeografiche basate su geni nucleari sono discordanti con quelle fatte utilizzando geni mitocondriali (Pustovrh *et al.*, 2011; 2014; Segherloo *et al.*, 2021). Questo fenomeno è comune quando popolazioni o specie incipienti si differenziano parzialmente durante periodi di isolamento geografico e poi, ancora interfertili, rientrano in contatto, ibridandosi e per-

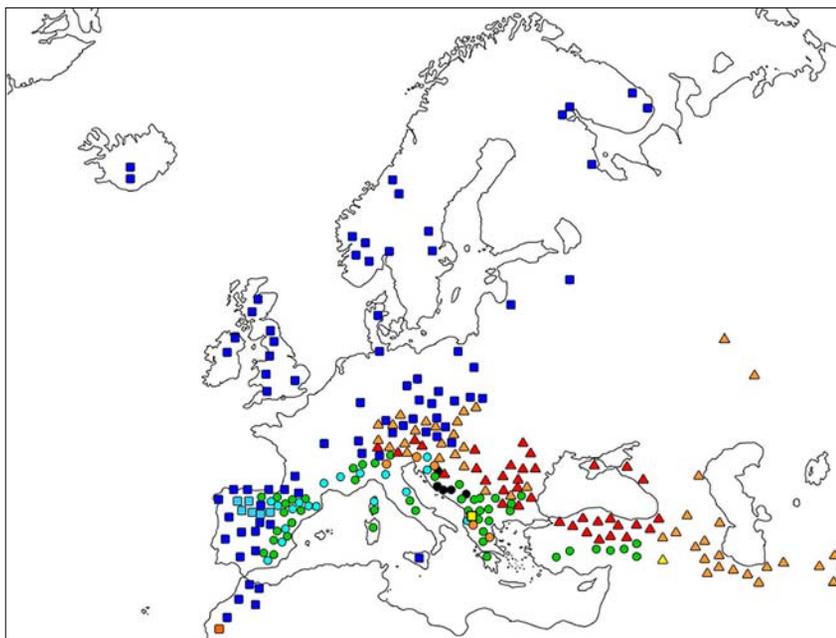


Fig. 1. Distribuzione geografica approssimativa delle linee mitocondriali (aplogruppi della regione di controllo del D-loop) del *S. trutta complex*, *S. obtusirostris* (Heckel, 1851) e *S. ohridanus* Steindachner, 1892; *cerchi arancioni*: linea MA o "Marmoratus"; *cerchi azzurri*: linea ME o "Mediterranea"; *cerchi neri*: *S. obtusirostris*; *cerchi verdi*: linea AD o "Adriatica"; *quadrato giallo*: *S. ohridanus*; *quadrati arancioni*: linea DAD o "Dades"; *quadrati azzurri*: linea DU o "Duero"; *quadrati blu*: linea AT o "Atlantica"; *triangoli arancioni*: linea DA-ES o "Danubiana orientale"; *triangoli gialli*: linea TI o "Tigri"; *triangoli rossi*: linea DA-BS o "Danubiana-Mar Nero". Modificato da Sanz (2018).

mettendo il passaggio di diversi aplogruppi (come di altre varianti genetiche) di specie in specie. A seguito dei cambiamenti climatici e geografici avvenuti durante le glaciazioni pleistoceniche, questo è probabilmente avvenuto molte volte nella storia delle popolazioni e delle specie europee del genere *Salmo* (per es., Gratton *et al.* 2014). Molte delle attuali specie europee di *Salmo* sono di fatto ancora oggi parzialmente interfertili e possono generare ibridi fertili se entrano in contatto. Un'altra possibile causa di discordanza fra filogenesi ricostruite utilizzando geni differenti è il cosiddetto “campionamento incompleto della linea evolutiva”, in cui alcune varianti polimorfiche ancestrali possono non essere trasmesse ai discendenti nel corso di uno o più eventi di speciazione. Di conseguenza, è possibile osservare aplogruppi differenti in popolazioni di specie ecomorfologicamente e geneticamente affini. Per esempio, nella regione nord-adriatica *S. marmoratus* è tipicamente associato all'aplogruppo MA, mentre nei Balcani può trovarsi associato all'aplogruppo AD (Pustovhr *et al.*, 2014); nelle Alpi Sud-occidentali così come in centro Italia *S. ghigii* può trovarsi associato agli aplogruppi AD, ME, o MA (per es., Splendiani *et al.*, 2020). In altre parole, anche se una determinata specie o popolazione può trovarsi associata prevalentemente a un determinato aplogruppo, non esiste una corrispondenza biunivoca fra aplogruppo (linea mitocondriale) e specie, come a volte si tende ad assumere (per es., fra AD e *S. ghigii*, o MA e *S. marmoratus*). Non si può in alcun caso inferire la specie dalla semplice conoscenza dell'aplogruppo, come quando si utilizza l'espressione “linea genetica” assumendo l'esistenza di una corrispondenza biu-

nivoca fra linea di geni e specie o popolazione. Dal momento che le normative si riferiscono a specie e popolazioni, è scorretto fare riferimento ad “aplogruppi” o “linee genetiche” quando le normative vengono applicate.

Per quanto riguarda *S. ghigii*, le uniche popolazioni autoctone e vitali nella regione alpina italiana scientificamente documentate sono state trovate nelle Alpi Sud-occidentali (bacini dell'alto Stura di Lanzo, alto Dora Riparia, alto Chisone, alto Pellice, alto Po, alto Stura Demonte, alto Gesso e alto Tanaro; Alpi Cozie e Marittime, Marazzi, 2005; Fig. 2). Qui è stata descritta una zona di contatto fra *S. ghigii* e *Salmo marmoratus* (Cuvier, 1829), lungo un gradiente di distribuzione di varianti di geni mitocondriali (Giuffra *et al.*, 1994; 1996; Meraner *et al.*, 2007; 2010; 2013; Lobón-Cervía *et al.*, 2019; Splendiani *et al.*, 2016; 2017; 2020; Bovero *et al.*, 2021). In particolare, nel più recente di questi lavori (Splendiani *et al.*, 2020), le trote analizzate mostravano un “fenotipo fario” ed erano caratterizzate da un basso livello di introgressione degli aplotipi AT, aplotipi unici e una specifica distribuzione spaziale delle varianti genetiche, indicando chiaramente che provenivano da popolazioni native. In quest'area, la relazione tra altitudine e la distribuzione delle varianti genetiche (Splendiani *et al.*, 2020) mostra che la trota marmorata è la specie dominante fra 0 m e 1.000 m sopra il livello del mare (slm), mentre *S. ghigii* è più abbondante fra 1.000 m e 2.000 m slm. Le popolazioni contenenti combinazioni di aplogruppi AD-MA o ME-MA sono state trovate ad altitudini intermedie tra quelle con fenotipo marmorato e aplogruppo MA studiate in precedenza (Giuffra *et al.*, 1994; 1996), e quelle con fenotipo fario

e combinazioni AD, ME o AD-ME. Questo suggerisce che trote marmorate e trote peninsulari formino in quest'area una transizione ecologica (ecotono) ad altitudini intermedie, dove hanno generato ibridi con fenotipo fario. Anche questo potrebbe essere un caso di un passato contatto secondario e ibridazione fra le due specie. Tale zonazione nelle acque delle Alpi Sud-occidentali è in apparente accordo con la distribuzione di trote con diverso fenotipo descritta da alcuni resoconti storici e studi delle ittiofaune di quest'area (Casalis, 1833; 1852; Festa, 1892).

Nel corso dell'ultima glaciazione, le Alpi Sud-occidentali non sono state interamente coperte dai ghiacci, consentendo, in limitate aree rimaste disponibili (rifugi glaciali), la sopravvivenza di popolazioni di queste due specie di trote durante l'Ultimo Massimo Glaciale (UMG, circa 20.000 anni fa) (Splendiani *et al.*, 2016). Al contrario, nella maggior parte delle Alpi Nord-occidentali e Orientali (Marazzi, 2005) solo i corsi inferiori dei fiumi non vennero coperti dai ghiacci durante l'UMG. Assumendo che la trota marmorata e *S. ghigii* vivessero in habitat simili a quelli odierni, la prima fu in grado di sopravvivere ad altitudini inferiori, mentre *S. ghigii* fu ragionevolmente spinta nell'habitat della trota marmorata dall'avanzare dei ghiacci. La competizione fra le due specie avrebbe dunque causato una rapida e diffusa estirpazione delle popolazioni di *S. ghigii* in tutta l'area (Splendiani *et al.*, 2016). Va notato che la capacità di *S. marmoratus* di causare l'estinzione locale di altre specie di trota è stata osservata anche nel recente passato da Sommani (1960), che osservò come in specifici corsi d'acqua la trota marmorata fosse in grado di soppiantare rapidamente la “trota fario” (*S. trutta fario* = *S.*

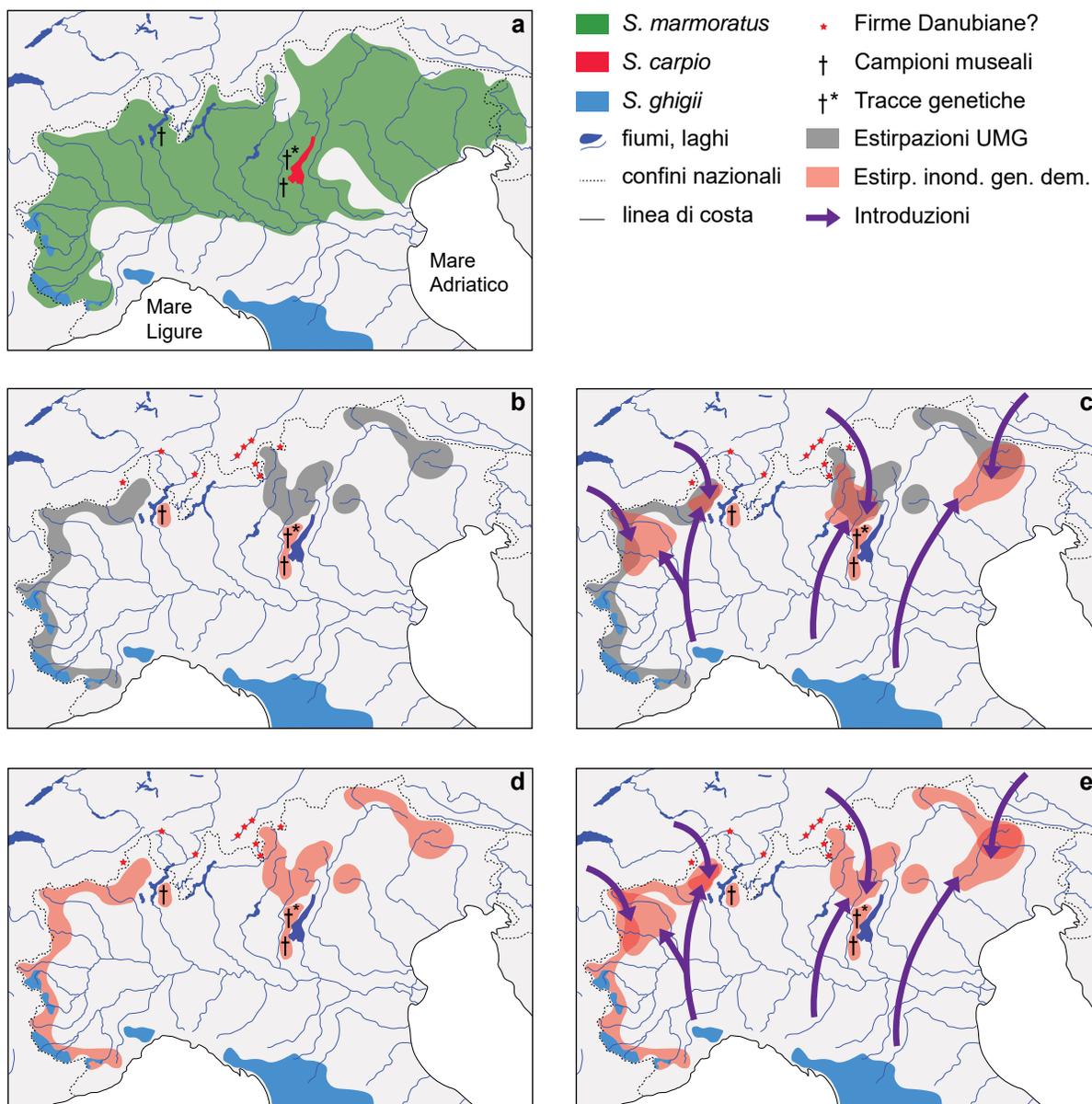


Fig. 2. Distribuzione attuale di trote in Nord Italia e ricostruzioni ipotetiche della storia demografica di *S. ghigii* in quest'area; **(a)** Distribuzione delle popolazioni di trote alpine e subalpine sul territorio italiano, modificata da Sommani (1960), Lobón-Cerviá *et al.* (2019), Splendiani *et al.* (2020), e Merati *et al.* (2021); **(b)** Distribuzione ipotetica di *S. ghigii* prima dell'UMG, successive estirpazioni durante l'UMG eccetto i rifugi glaciali, mancanza di successive introduzioni di questa specie in epoca storica ed estirpazione delle native popolazioni relitte nei rifugi glaciali (eccetto le Alpi Sud-occidentali) durante le massicce semine di *S. trutta* dal 19° secolo a oggi; **(c)** Come in (b), ma con successive introduzioni in epoca storica da aree al di fuori della distribuzione originale; **(d)** Distribuzione ipotetica di *S. ghigii* dopo la UMG, senza estese estirpazioni dovute all'UMG, mancanza di successive introduzioni in epoca storica ed estirpazione delle popolazioni relitte nei rifugi glaciali, eccetto le Alpi Sud-occidentali, durante le massicce semine di *S. trutta*; **(e)** Come in (d), ma con successive introduzioni di *S. ghigii* da aree al di fuori della sua distribuzione originale. In **legenda**, distribuzione attuale delle tre specie di trota: *S. marmoratus* (area verde), *S. carpio* (area rossa), *S. ghigii* (area blu); *Firme Danubiane?* si riferisce alla possibile presenza di varianti genetiche introdotte dal bacino del Danubio (vedi testo); *Campioni museali*: tracce genetiche mitocondriali (AD-cs1) trovate in campioni del 19° secolo (Splendiani *et al.* 2017); *Tracce genetiche*: tracce genetiche di popolazioni di *S. ghigii* estirpate (Stefani *et al.* 2020); *Estirpazioni UMG*: distribuzione ipotetica (area grigia) di popolazioni di *S. ghigii* estirpate dall'UMG; *Estirp. inond. gen. dem.*: distribuzione ipotetica (area rosa) delle popolazioni di *S. ghigii* estirpate dalle inondazioni genetiche o demografiche causate dalle massicce semine di *S. trutta* in epoca storica; *Introduzioni*: direzioni (freccie viola) delle introduzioni di *S. ghigii* effettuate dall'uomo da aree poste al di fuori del suo areale originario.

trutta o *S. ghigii*: questo autore non era in grado di discriminare tassonomicamente fra queste due specie), quando quest'ultima non veniva più seminata. Dopo l'UMG, i corsi alti dei fiumi e i laghi alpini vennero solo in parte ricolonizzati dalla trota marmorata, rimanendo probabilmente senza salmonidi. In epoca storica, l'uomo immise salmonidi in questi corsi d'acqua, inclusa la trota fario atlantica alloctona, per favorire la pesca di sostentamento e ricreativa (Siebold, 1863; Monti, 1864; Fatio, 1890).

Nelle Alpi Sud-orientali (Marrazzi, 2005), e più precisamente nel bacino del Lago di Garda, un altro rifugio glaciale durante l'UMG (Schönswetter *et al.*, 2005), sono state trovate (Stefani *et al.*, 2020) tracce dell'aplotipo ADcs-1 (aplogruppo AD, tipicamente associato in questa regione a *S. ghigii* = 'Adriatic grouping' di *S. trutta fario*, sensu Giuffra *et al.*, 1994), suggerendo che alcune popolazioni relitte di uno o più salmonidi associati all'aplogruppo AD potrebbero essere sopravvissute all'UMG. La presenza in epoca preistorica di queste popolazioni in quest'area è anche congruente con il ritrovamento in *S. carpio* Linnaeus, 1758, specie endemica del Lago di Garda, di aplotipi fileticamente vicini ad aplogruppi AD che MA, questi ultimi tipicamente associati a *S. marmoratus* nella regione nord-adriatica (Giuffra *et al.*, 1994). Ciò suggerisce che nel lago siano avvenuti uno o più eventi antichi di ibridazione fra queste due specie di trote (Giuffra *et al.*, 1994; 1996; Gratton *et al.*, 2014; Splendiani *et al.*, 2020), in linea con altre ricostruzioni filogeografiche (Gratton *et al.*, 2014). L'aplotipo ADcs-1 è poi stato trovato in due esemplari museali raccolti nella seconda metà del 19° secolo nel Lago di Garda (campionato nel 1877) e nel Lago Maggiore (1879), in trote con

fenotipo lacustre (Splendiani *et al.*, 2017). La presenza di due esemplari non è sufficiente a dimostrare la presenza di popolazioni vitali in epoca storica in questi bacini. Ad esempio, questi esemplari potrebbero essere stati qui trasportati da aree esterne durante le prime traslocazioni e introduzioni di trote in Italia nella seconda metà del diciannovesimo secolo (Sommani 1948) o derivare da traslocazioni ancora più antiche (si veda più sotto). Ciò premesso, assumendo che popolazioni vitali di trote con aplogruppo AD fossero qui presenti, queste osservazioni potrebbero suggerire la presenza di popolazioni relitte di *S. ghigii* nei rifugi glaciali del bacino del Lago di Garda e del Lago Maggiore (Schönswetter *et al.*, 2005; Schorr *et al.*, 2012) prima delle immissioni di *S. trutta*. Tuttavia, ciò non esclude altre possibilità. Per esempio, i due esemplari museali potrebbero appartenere a una specie oggi estinta associata all'aplogruppo AD e che viveva nel Lago Maggiore. Esistono infatti testimonianze storiche nel Lago di Garda di una specie di trota (*S. lacustris* sensu Pomini, 1940) oggi probabilmente estinta (D'Ancona e Merlo, 1959; Behnke, 1972; Giuffra *et al.*, 1996).

La completa assenza di popolazioni vitali di *S. ghigii* in Italia settentrionale con l'unica eccezione delle Alpi Sud-occidentali, le evidenze di estesi contatti secondari fra *S. marmoratus* e *S. ghigii* in epoca precedente l'UMG e la presenza di tracce genetiche (aplogruppo AD) nei rifugi glaciali potrebbero suggerire che popolazioni relitte di *S. ghigii*, sopravvissute all'UMG in rifugi glaciali nelle Alpi Nord-occidentali e Sud-orientali, possano essere state estirpate in epoca storica da inondazioni genetiche o demografiche (Todesco *et al.*, 2016) indotte dalle continue semine di trota fario atlanti-

ca nel corso degli ultimi due secoli. Questo tipo di scenario è stato supportato con un approccio probabilistico da Stefani *et al.* (2020), mostrando come tracce genetiche di popolazioni estirpate di trote con aplotipi AD potrebbero ancora oggi trovarsi in alcune aree all'interno di rifugi glaciali, nonostante le massicce introduzioni di *S. trutta*. Se queste tracce genetiche corrispondessero alla passata presenza di popolazioni di *S. ghigii*, forti differenze numeriche fra le popolazioni di *S. ghigii* e le massicce introduzioni di *S. trutta*, una bassa capacità adattativa degli ibridi e deboli barriere riproduttive potrebbero aver facilitato l'estirpazione delle popolazioni native di *S. ghigii* nelle Alpi Nord-occidentali e Orientali, specialmente dove si concentravano le massicce immissioni di trota fario atlantica. Al contrario, la presenza di barriere riproduttive parziali fra *S. marmoratus* e l'alloctona *S. trutta* (Meldgaard *et al.*, 2007; Meraner *et al.*, 2010), unitamente a un probabile vantaggio competitivo (Sommani, 1960) potrebbero aver prevenuto l'estirpazione delle popolazioni di trote marmorate dal loro naturale areale di distribuzione. Nonostante la presenza di alti tassi di ibridazione introgressiva fra popolazioni di *S. ghigii* native dell'Appennino e *S. trutta* qui introdotte, a oggi non sono state osservate inondazioni genetiche o demografiche ed estirpazioni di popolazioni di *S. ghigii* in quest'area. D'altra parte, durante l'UMG queste popolazioni sono state colpite in modo molto meno forte dai cambiamenti di habitat o dalla competizione con *S. marmoratus* e quindi erano probabilmente di maggiori dimensioni e meno frammentate quando iniziarono le immissioni di trote alloctone.

Largiadèr e Scholl (1995) hanno trovato delle varianti allozimiche (LDH-C1*100 e TF*102) ti-

picamente associate a popolazioni di *S. ghigii* francesi e del sud-ovest del Piemonte in campioni raccolti a est delle Alpi Sud-occidentali, suggerendo la presenza di popolazioni di *S. ghigii* al di fuori della citata zona di contatto con *S. marmoratus*. Sulla base di questi dati, di studi molecolari condotti in Piemonte sud-occidentale (Giuffra, 1993) e di studi morfologici, incapaci tuttavia di discriminare fra *S. trutta* e *S. ghigii* (Sommani, 1948), questi autori hanno quindi assunto lo stato nativo di una “fario adriatica” in un’ampia porzione del bacino del Po. Tuttavia, tali varianti molecolari sono anche associate a popolazioni di specie differenti di *Salmo*, native nel bacino del Danubio (Hamilton *et al.*, 1989; Giuffra, 1993; Presa *et al.*, 1994). In particolare, Largiadè e Scholl (1995) hanno trovato un’elevata frequenza (circa 20%-30%) delle varianti allozimiche LDH-C1*100 e TF*102 in Engadina (bacino del Danubio), nel Müstair (affluente del fiume Adige) e nella val Poschiavo (bacino del Po, torrente Poschiavino, affluente del fiume Adda), mentre hanno rilevato una bassa frequenza (circa 0%-10%) di queste varianti nei bacini del Ticino e del Vallese, incluso un affluente del torrente Diveria (Crummbach). Nessun individuo geneticamente “puro” è mai stato trovato in questo studio. Va notato tuttavia, che tutte queste popolazioni erano state direttamente o indirettamente rimpiazzate o intensamente seminate con trote del bacino del Danubio tramite gli incubatoi di Poschiavo per almeno un secolo, al momento della campagna di campionamento (Largiadè e Scholl, 1995). Ciò potrebbe spiegare la somiglianza genetica fra le trote delle valli del Poschiavino e del Ticino, in seguito ritrovata da altri autori utilizzando altri marcatori genetici nucleari (microsatelliti e marcato-

ri AFLP; Keller *et al.*, 2011; 2012). Anche questi autori hanno assunto la presenza di una “trota adriatica” in queste valli (*Salmo cenerinus* Nardo, 1847, sensu Kottelat e Freyhof, 2007= *S. ghigii*) sulla base della letteratura (Sommani, 1948; Largiadè e Scholl, 1995; Kottelat e Freyhof, 2007). Tuttavia, senza conoscere lo spettro delle varianti alleliche delle popolazioni di trote del bacino del Danubio (*Salmo labrax* Pallas, 1814; Keller *et al.*, 2011; 2012), non è possibile sapere se le tracce genetiche osservate nelle valli del Poschiavino e del Ticino siano effettivamente ascrivibili a popolazioni “adriatiche” di *Salmo ghigii* originariamente presenti in questo bacino, o se invece siano originarie di stock ittici alloctoni introdotti dal Danubio (Keller *et al.*, 2011), come invece suggerirebbe la presenza di varianti genetiche mitocondriali danubiane (D-loop: aplogruppo DA) nel bacino del Ticino (Pujolar *et al.*, 2011). Keller *et al.* (2011; 2012) hanno anche trovato evidenze di introgresione fra la popolazione del Poschiavo e la popolazione del bacino del Reno più vicina al bacino del Danubio fra quelle studiate, suggerendo passate attività di traslocazione e semina fra questi tre sistemi.

Esistono numerose descrizioni aneddotiche (ricette di cucina, racconti, poesie e persino dipinti: ADO, 2022) di trote provenienti dalle Alpi Nord-occidentali e Sud-orientali (per es. bacini dei laghi di Como e di Garda) che precedono la rapida espansione dell’industria ittigenica che ha promosso l’enorme diffusione della trota fario atlantica nella seconda metà del 19° secolo (Bianco, 1998). Fra questi, Sacchi (1475), Giovio (1527), Salviani (1554), Porcacchi (1569), Scappi (1570), Grattarolo (1599), Stefani (1662) e Roberti (1767). Diversi fra questi documenti descri-

vono trote senza marmoreggiatura e con una “livrea fario” a punti rossi e neri, compatibile con diverse specie di trote, oppure con livrea a punti scuri su sfondo argentato, compatibile con una generica morfa pelagica di trota anadroma. Sebbene gli adulti di trota marmorata esibiscano una tipica livrea marmoreggiata (Delling, 2002), individui anadromi in condizioni pelagiche (mare o lago) possono, come diverse altre specie di *Salmo*, esibire una livrea a punti neri su sfondo argentato o chiaro, persino causando errori tassonomici (per es. Snoj *et al.*, 2010). Giovani esemplari di trota marmorata hanno una tipica “livrea fario” a punti scuri o punti scuri e rossi, con una larga macchia preopercolare (Delling, 2002; Fig. 3a). In individui subadulti, la “livrea fario” a punti può cambiare in livrea marmoreggiata in pochi mesi (Fig. 4a-d); e adulti che vivono in piccoli corsi d’acqua a carattere torrentizio possono raggiungere la maturità sessuale a una taglia di circa la metà della tipica taglia di prima maturità, mantenendo la “livrea fario” a punti scuri e rossi (Pontalti, 2020; Fig. 3b,c).

Esistono inoltre numerose evidenze di introduzioni antiche di salmonidi da aree esterne alla penisola italiana. Pratiche di domesticazione e traslocazioni di pesci d’acqua dolce, quest’ultime persino attraverso catene montuose, risalgono al Medio Evo e forse al Neolitico, continuando senza soluzione di continuità fino al 18° e 19° secolo, ben prima della nascita dell’industria ittigenica (Huitfeldt-Kaas, 1918; Bianco, 1998; Sønstebø *et al.*, 2007; Miró e Ventura, 2015; Tiberti e Splendiani, 2019). Di conseguenza, trote alloctone con “livrea fario” potrebbero essere state introdotte in Italia settentrionale da regioni d’oltralpe (p.es. dal bacino del Danubio), come per esem-

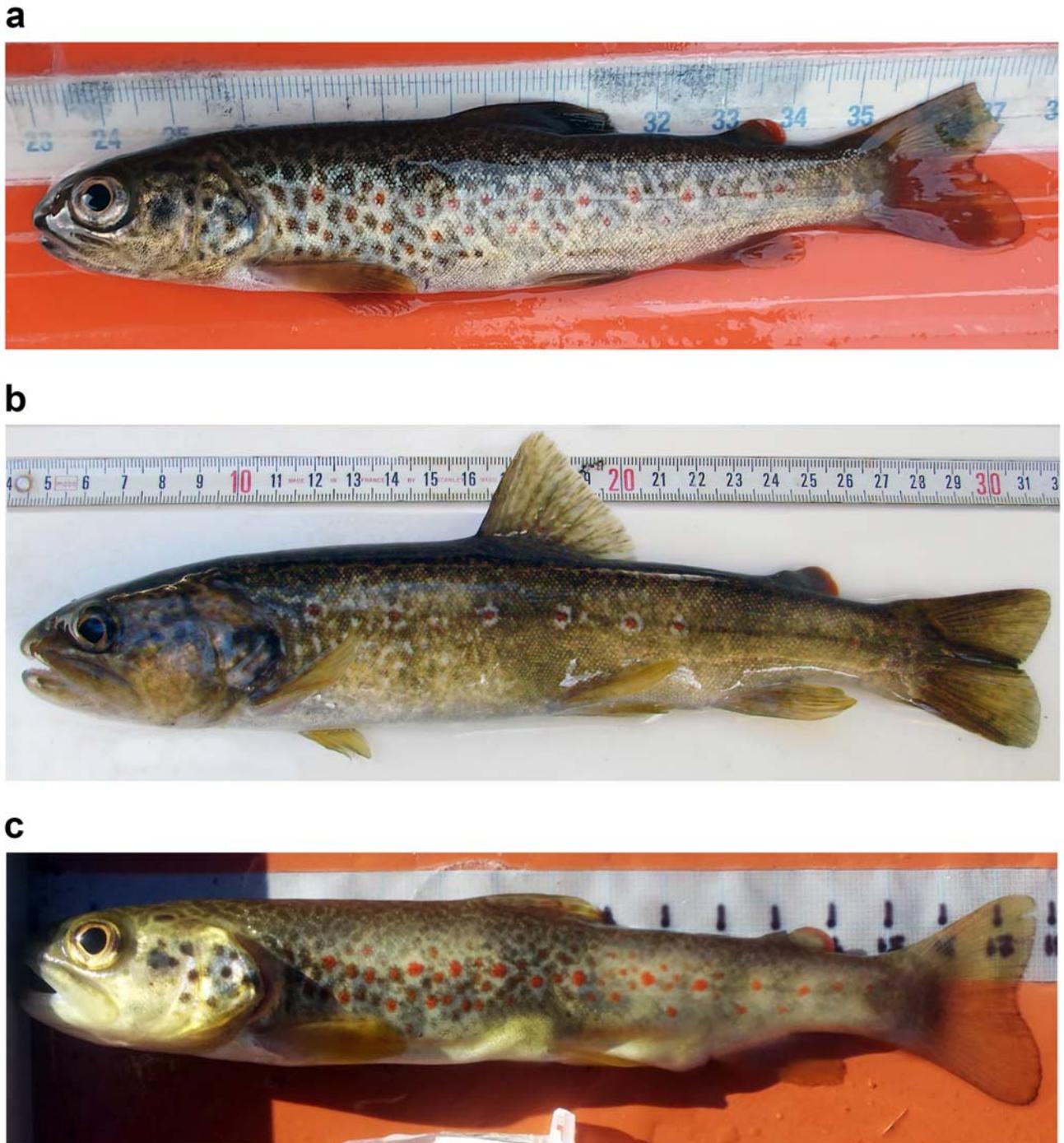


Fig. 3. Esempi di colorazione punteggiata in *S. marmoratus*: livrea giovanile (a) e adulti cresciuti in piccoli corsi d'acqua a carattere torrentizio (b, c). **Foto a:** giovanile da Roledo (Piemonte, Verbano-Cusio-Ossola: VCO; 46°10'16.7"N 8°18'49.7"E), 15.5 cm lunghezza totale – TL, 29.0 g massa umida, 22 mesi, livrea a punti neri e rossi, aplogruppo MA, q_{Ma} 0.995 (proporzione di mescolamento genetico di un gruppo che include riferimenti genetici “puri” di *S. marmoratus*, stimata utilizzando microsatelliti). **Foto b:** adulto riproduttivo dal Rio Ischielle, affluente del torrente Avisio (provincia di Trento); l'esemplare proviene da una popolazione residente per 2 generazioni in questo piccolo corso d'acqua, discesa da esemplari raccolti nel fiume Adige con colorazione marmorata e allevati in impianto (Pontalti, 2020); 26.9 cm TL, per gentile concessione di Leonardo Pontalti. **Foto c:** adulto riproduttivo dal Rio della Balma, affluente del fiume Sangone (provincia di Torino), 18.5 cm TL, aplogruppo MA, q_{Ma} 0.996, 90% BCI 0.978-1.000, per gentile concessione di Paolo Lo Conte.

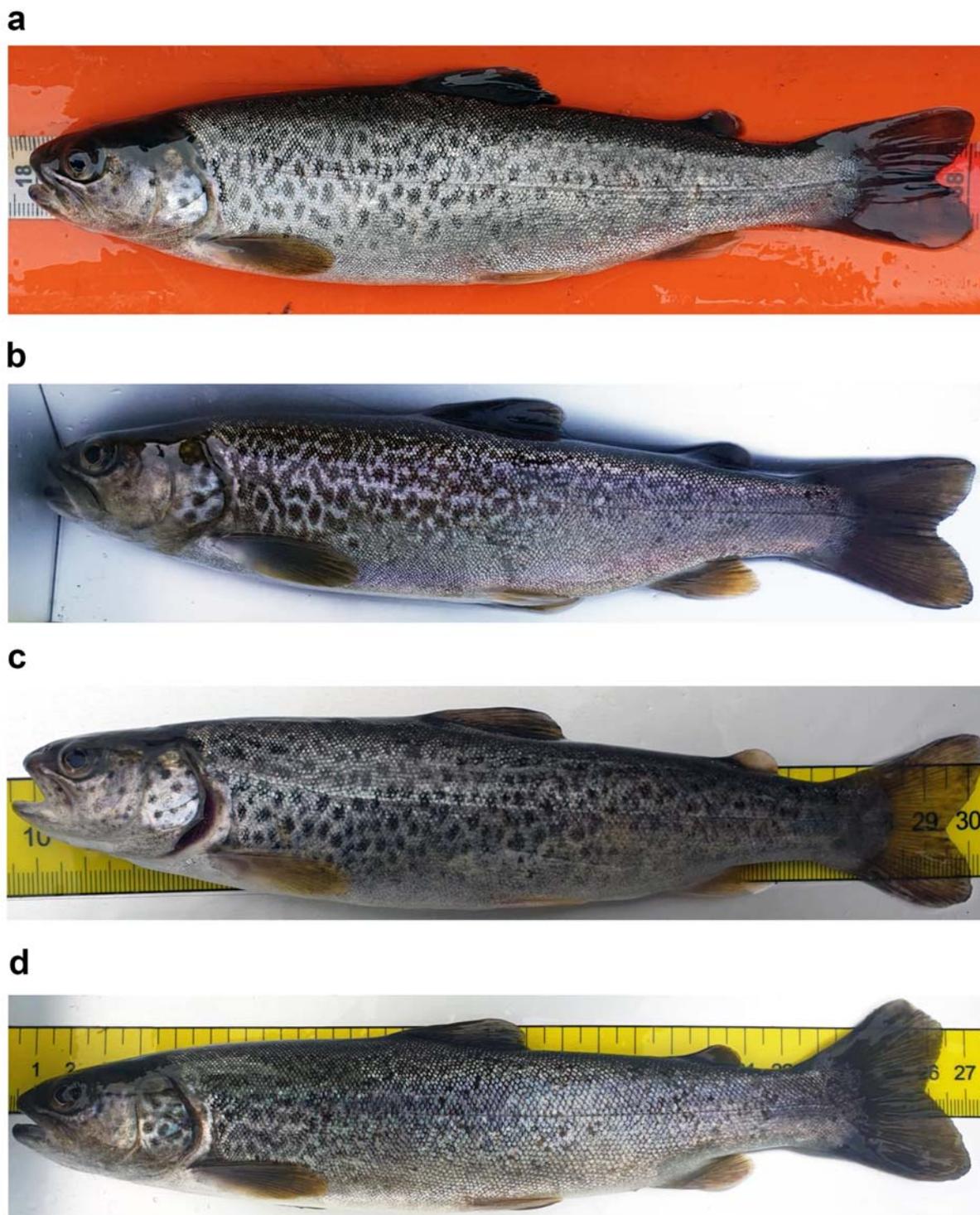


Fig. 4. Esempi di colorazione punteggiata in *S. marmoratus*: cospicuo cambiamento cromatico durante la crescita in individui marcati con chip (pit-tag), ricatturati in momenti differenti. **Foto a, b:** subadulto campionato a Roledo (Piemonte, Verbano-Cusio-Ossola: VCO; $46^{\circ}10'16.7''N$ $8^{\circ}18'49.7''E$), età e dati genetici non disponibili; a: campionato il 28 aprile 2021, 20.0 cm TL, 86 g, livrea punteggiata; b: ricatturato nello stesso sito il 28 ottobre 2021, 23.4 cm TL, 122 g, livrea marmoreggiata. **Foto c, d:** subadulto campionato a Prata di Vogogna (Piemonte, VCO; $46^{\circ}1'40.8''N$ $8^{\circ}17'2.2''E$), età e dati genetici non disponibili; c: campionato il 26 aprile 2021, 20.6 cm TL, peso non disponibile, livrea punteggiata; d: ricatturato nello stesso sito il 19 ottobre 2021, 26.4 cm TL, 166.0 g, livrea marmoreggiata.

pio è avvenuto per la carpa comune *Cyprinus carpio* L. in epoca Romana (Bianco, 1998; Vilizzi, 2011), oppure dagli affluenti di destra del fiume Po (vedi sotto, Fig. 2 c,e).

Amnesso e non concesso che le tracce genetiche dell'aplogruppo AD rinvenute nell'Italia settentrionale siano associate alla sola *Salmo ghigii* e non ad altre specie di trota e considerando (i) l'assenza di popolazioni vitali di *S. ghigii* nella regione alpina e subalpina, con l'eccezione delle Alpi Sud-occidentali e la presenza di tracce genetiche (aplogruppo AD) di popolazioni estirpate in rifugi glaciali (Fig. 2a); (ii) la presenza di *S. ghigii* in quest'area prima dell'UMG, supportata dalle stime di flusso genico occorso per decine di migliaia di anni fra la linea peninsulare e quella marmorata; (iii) l'ipotesi di un'estesa estirpazione della maggior parte delle popolazioni native di *S. ghigii* in quest'area durante l'UMG; (iv) la possibilità di recenti estirpazioni di popolazioni di *S. ghigii* a causa di inondazioni genetiche o demografiche causate dalle massicce introduzioni di *S. trutta* non nativa nel corso degli ultimi due secoli; e (v) i resoconti aneddotici che potrebbero riportare la presenza di trote con livrea "fario" in quest'area 4-5 secoli prima del fiorire dell'industria ittiogenica nel 19° secolo; si possono ipotizzare quattro scenari (Fig. 2):

1. Le popolazioni autoctone di *S. ghigii* sono state estirpate in gran parte del loro areale di distribuzione in Italia settentrionale durante l'UMG, eccetto le Alpi Sud-occidentali e alcuni altri rifugi glaciali. *S. ghigii* non è mai stata successivamente introdotta da aree esterne al suo areale originale. In seguito, le sue popolazioni relitte autoctone (per es. rifugi glaciali del Lago Maggiore e del Lago di Garda), eccetto quelle delle Alpi Sud-occidentali, sono state

estirpate per inondazione genetica o demografica, a causa delle massicce introduzioni di *S. trutta* (Fig. 2b).

2. Le popolazioni autoctone di *S. ghigii* sono state estirpate in gran parte del loro areale di distribuzione in Italia settentrionale durante l'UMG, eccetto le Alpi Sud-occidentali e alcuni altri rifugi glaciali. *S. ghigii* è stata successivamente introdotta dall'uomo da aree esterne all'area geografica nella quale si trovava prima del suo intervento. In seguito, sia le sue popolazioni alloctone che quelle relitte autoctone (rifugi glaciali), eccetto quelle delle Alpi Sud-occidentali, sono state estirpate per inondazione genetica o demografica, a causa delle massicce introduzioni di *S. trutta* (Fig. 2c).

3. Le popolazioni autoctone di *S. ghigii* sono sopravvissute all'UMG in diverse aree della regione alpina e subalpina dell'Italia settentrionale, inclusi i rifugi glaciali. *S. ghigii* non è mai stato successivamente introdotto da aree esterne al suo areale originale. In seguito, le sue popolazioni autoctone, eccetto quelle delle Alpi Sud-occidentali, sono state estirpate per inondazione genetica o demografica, a causa delle massicce introduzioni di *S. trutta* (Fig. 2d).

4. Le popolazioni autoctone di *S. ghigii* sono sopravvissute all'UMG in diverse aree della regione alpina e subalpina dell'Italia settentrionale, inclusi i rifugi glaciali. *S. ghigii* è stato successivamente introdotto da aree esterne al suo areale originale. In seguito, le sue popolazioni alloctone e autoctone, eccetto quelle delle Alpi Sud-occidentali, sono state estirpate per inondazione genetica o demografica, a causa delle massicce introduzioni di *S. trutta* (Fig. 2e).

3. Dalla ricostruzione della storia demografica di *S. ghigii* alla sua conservazione in Nord Italia

In ognuno dei 4 scenari ipotetici illustrati nella sezione 2, *S. ghigii* è stata estirpata in tutto il Nord Italia, senza lasciare nessun'altra popolazione vitale, eccetto le popolazioni delle Alpi Sud-occidentali. Qualsiasi introduzione di *S. ghigii* effettuata in Nord Italia che utilizzi individui di popolazioni differenti da quelle delle Alpi Sud-occidentali e che venga effettuata in qualsiasi altro bacino al di fuori dell'areale di documentata presenza naturale (definizione in Ambrogio-Occhipinti *et al.*, 2007) di questa specie dev'essere dunque considerata un'immissione di individui alloctoni.

Più in dettaglio, negli scenari 1 e 2 le popolazioni di *S. ghigii* dell'Italia settentrionale sarebbero state estirpate ovunque tranne che nei rifugi glaciali durante l'UMG, con o senza successive introduzioni da parte dell'uomo e infine estirpate a causa delle introduzioni di *S. trutta*, tranne che nelle Alpi Sud-occidentali (Fig. 2b,c; sezione 2). Dopo l'UMG, *S. ghigii* sarebbe dunque diventata non nativa in tutta l'area, esclusi i rifugi glaciali, come indicato dalle evidenze scientifiche. Ne consegue che *S. ghigii* non sarebbe in questo caso una specie autoctona in Italia settentrionale, eccetto che nelle Alpi Sud-occidentali (sezione 5). Nelle aree in cui le estirpazioni sarebbero avvenute in epoca storica, come, se fosse dimostrato da evidenze empiriche, potrebbe essere avvenuto per le popolazioni di *S. ghigii* che sopravvissero all'UMG nei rifugi glaciali subalpini, come i laghi di Garda e Maggiore, qualsiasi reintroduzione dovrebbe prima valutare lo stato delle attuali condizioni ambientali, delle potenziali

interazioni all'interno della comunità e della disponibilità di habitat, che potrebbero nel frattempo essere divenute inadatte a ospitare nuovamente questa specie.

Negli scenari 3 e 4 le popolazioni di *S. ghigii* dell'Italia settentrionale sarebbero sopravvissute all'UMG in diverse aree inclusi i rifugi glaciali, con o senza successive introduzioni da parte dell'uomo e infine estirpate a causa delle introduzioni di *S. trutta*, tranne che nelle Alpi Sud-occidentali (Fig. 2 d, e). Questi due scenari sono in antitesi con le attuali evidenze scientifiche, che non hanno dimostrato la presenza di tracce genetiche di *S. ghigii* al di fuori dei rifugi glaciali. Tuttavia, se nel futuro si dimostrasse la passata presenza di *S. ghigii* in altre aree, varrebbero le stesse considerazioni di cui sopra per gli scenari 1 e 2, nel caso di estirpazioni avvenute in epoca storica.

Negli scenari 2 e 4, in cui si ipotizza che *S. ghigii* sia stata introdotta da aree esterne alla sua distribuzione originale in epoca storica, con o senza estesa estirpazione delle popolazioni dopo l'UMG, eccetto che nei rifugi glaciali (Fig. 2 c, e), si potrebbe pensare di applicare il concetto di parautoctonia e quindi reintrodurre *S. ghigii* in aree dove si riescano a documentare popolazioni naturalizzate di questa specie precedenti al 1500 e, successivamente, estirpate (sezione 5). Tuttavia, allo stato dell'arte riteniamo questa opzione del tutto improponibile, come verrà spiegato in dettaglio (sezione 5).

Va inoltre notato che nella Lista Rossa IUCN globale (International Union for Conservation of Nature: Unione Internazionale per la Conservazione della Natura; Freyhof e Kottelat, 2008) e nella Lista Rossa IUCN italiana (Bianco *et al.*, 2013) le popolazioni di trote peninsulari, classificate come *Salmo cettii* Rafinesque-Schmaltz,

1810, sono catalogate come specie "quasi minacciata" (Near Threatened) e "in pericolo critico", rispettivamente. Nell'allegato II della Direttiva Habitat (1992), dove vengono classificate come *Salmo macrostigma* Duméril, 1858, vengono definite "specie (...) d'interesse comunitario la cui conservazione richiede la designazione di zone speciali di conservazione". Per una trattazione tassonomica dettagliata della trota peninsulare si rimanda a Polgar *et al.* (2022). Dal momento che si sta parlando di specie in Lista Rossa e in Direttiva Habitat, la gestione di *S. ghigii* non può che essere condotta con finalità conservazionistiche e non, semplicemente, commerciali. Ne consegue che, alla luce della distribuzione geografica originaria delle popolazioni di *S. ghigii* in Italia settentrionale, caratterizzate da ristretto areale, estrema frammentarietà e piccole dimensioni, l'unica gestione sensata è la loro conservazione. Quanto detto viene riassunto bene dall'indicazione di "gestione passiva" di queste popolazioni, contenuta nel Piano Ittico Regionale del Piemonte attualmente in vigore (Regione Piemonte, 2015).

4. Rischi associati alle semine di *S. ghigii* in Italia settentrionale: introduzioni e reintroduzioni

Da almeno 15 anni le semine di "trote fario mediterranee" sono ampiamente praticate anche in Italia settentrionale, facilitate da normative che non forniscono alcun riferimento a standard e protocolli specifici per la caratterizzazione del materiale utilizzato per le semine, rendendo difficoltosa se non impossibile una distinzione univoca fra individui alloctoni e autoctoni, o fra individui geneticamente 'puri' e 'ibridi'. In quest'ultimo caso, lo stesso concetto di in-

dividuo 'ibrido' o 'non puro' deve necessariamente essere convenzionale, a causa del continuum della variabilità del livello di introggressione ibrida di una specie in un'altra.

L'allevamento e commercio di "trota fario mediterranea" allo scopo di introduzione e ripopolamento è ancora facilitato dalla diffusa comunicazione alle associazioni di pescatori ed Enti preposti alla gestione delle acque interne che l'areale di distribuzione naturale della *S. ghigii* si estenda in un'ampia area geografica ad ovest del Lago di Garda. Questa definizione dell'areale naturale di *S. ghigii* in Italia settentrionale non è supportata da alcuna argomentazione scientifica.

Lo stesso concetto di "areale naturale" viene utilizzato in modo ambiguo, ignorandone, intenzionalmente o meno, la complessità. Infatti, uno scenario in cui *S. ghigii* fosse stata attualmente presente in quest'area senza soluzione di continuità temporale in assenza di interventi umani e, dunque, debba essere qui definita autoctona, prevede un tipo di pianificazione gestionale (ripopolamenti) differente da uno scenario in cui *S. ghigii* fosse qui presente in epoca storica o preistorica e quindi fosse stata estirpata in seguito a cause antropogeniche (reintroduzioni). Ancora differente è uno scenario in cui l'estirpazione fosse avvenuta in seguito a cause naturali, con o senza successive introduzioni da parte dell'uomo, e dunque *S. ghigii* dovesse considerarsi alloctona in quest'area (paragrafi 1 e 2). Un'ulteriore fonte di ambiguità riguarda l'effettiva estensione di questo "areale naturale": se diffuso in modo imprecisato in questa intera regione, oppure limitato ad altri rifugi glaciali (p. es., Lago Maggiore, Lago di Garda) dove popolazioni relitte di *S. ghigii* sarebbero potute essere sopravvis-

sute all'UMG (sezione 2). Tuttavia, le attuali pratiche di introduzione di "trota fario mediterranea" nell'area alpina vengono effettuate senza chiarire in alcun modo quale di questi possibili scenari venga ipotizzato e supportato da evidenze scientifiche.

La vulgata secondo cui "l'areale naturale" di *S. ghigii* si estende ad est del rifugio glaciale delle Alpi Sud-occidentali, vale a dire ad est della zona di contatto con *S. marmoratus* sopra descritta, l'unico supportato da solide evidenze scientifiche (sezione 2), si basa esclusivamente (i) sul rinvenimento di due trote con aplogruppo AD in campioni museali raccolti nel Lago Maggiore e nel Lago di Garda nella seconda metà del 19° secolo; (ii) sulla presenza di trote di fenotipo "fario" con aplogruppi AD ed ME nel "bacino della Dora Riparia"; e (iii) su non meglio precisate segnalazioni di Cuvier e Valenciennes attorno alla metà del XIX secolo (presumibilmente: Cuvier e Valenciennes, 1848) (Gibertoni *et al.*, 2014; Esposito *et al.*, 2022; D'Agaro *et al.*, 2022). Tuttavia, (1) il ritrovamento di aplotipi AD in due esemplari di museo nei bacini del Lago Maggiore e del Lago di Garda (Splendiani *et al.*, 2017) non è un'evidenza scientifica della presenza di attuali e autoctone popolazioni vitali suggerendo, di fatto, uno spettro di scenari ipotetici (sezione 2); (2) Giuffra *et al.* (1994) trovarono AD ed ME in 5 siti (Stura di Demonte Sambuco; torrente Ripa, tributario della Dora Riparia; Chisone P. Argentina; Chisone S. Germano; Chisone Finestrelle): tutti questi siti sono all'interno della citata zona di contatto fra *S. ghigii* e *S. marmoratus* (sezione 2); (3) Cuvier e Valenciennes (1848) descrissero 54 specie di trote e salmoni, la maggior parte oggi riconosciute come non valide o sinonimi di altri taxa

in vari generi di salmonidi; fra i taxa sinonimi di specie oggi valide del genere *Salmo* (Fricke *et al.*, 2022), gli unici riportati anche in Italia settentrionale sono *Fario lemanus* (Cuvier, 1829) (Reno, Lago di Ginevra, Lago di Como; probabilmente una morfa lacustre di *S. trutta*; Fricke *et al.*, 2022) e la "truite vulgaire" *Salar ausonii* Valenciennes, 1848 (Belgio, Germania occidentale, Francia settentrionale e meridionale e Italia centrale, Lago Maggiore, Moncenisio e Nizza; gli ultimi due nella zona di contatto fra *S. ghigii* e *S. marmoratus* nelle Alpi Sud-occidentali). Si noti che *S. ausonii* include anche *S. marmoratus*, considerato una varietà cromatica. Nonostante anche *S. ausonii* venga considerato sinonimo junior di *S. trutta* (sensu Fricke *et al.*, 2022), appare evidente che il campione di *S. ausonii* di Valenciennes è altamente eterogeneo e non consente, senza un'accurata analisi del materiale originale, di dedurre alcunché sulla distribuzione di specie oggi valide.

L'accettazione acritica dell'idea di un areale naturale di *S. ghigii* in un'ampia area geografica a est del ristretto areale nelle Alpi Sud-occidentali supporta evidentemente il libero ripopolamento della trota peninsulare in un territorio definito da confini amministrativi senza alcun valore ecologico e biogeografico, ignorando così lo status autoctono delle singole popolazioni e quindi senza tenere conto di quanto indicato dalle stesse normative nazionali in tema di introduzioni, ripopolamenti e reintroduzioni di fauna selvatica (DPR, 1997; 2003; Ambrogi-Occhipinti *et al.*, 2007; MATTM, 2015; 2020; sezione 1).

Recenti indagini hanno tuttavia messo in evidenza che stock venduti come "trota fario mediterranea" in realtà contenevano un'al-

ta proporzione di individui ibridati con stock atlantici (Splendiani *et al.*, 2019). D'altra parte, la richiesta, nonostante l'enorme offerta di "trote fario mediterranee", è divenuta talmente pressante in Nord Italia che difficilmente l'offerta riuscirà a soddisfare la domanda. A causa dell'incertezza normativa relativa all'identificazione delle specie e alla soglia di tollerabilità del livello di introgressione genetica, nei rari casi in cui vengono condotte analisi genetiche accurate, è piuttosto facile utilizzare la selezione artificiale dei riproduttori per operare un vero e proprio maquillage, producendo così materiale da ripopolamento con livrea "mediterranea" (ad es., fitta puntinatura rossa e nera, macchia preopercolare, macchie parr negli adulti), sia incrociando in incubatoio trote fario atlantiche e trote peninsulari, ottenendo ibridi con "fenotipo mediterraneo", che incrociando trote peninsulari di diversa provenienza omogeneizzando il prodotto sotto il nome generico di "trota fario mediterranea" per l'introduzione su larga scala, erodendone così l'originale diversità genetica e peculiarità genetiche locali, laddove ancora presenti. Non sorprende quindi che in una nostra recentissima indagine svolta su riproduttori di trota mantenuti in ciclo chiuso in incubatoi di valle nel Nord Italia si siano trovate trote con aplotipo atlantico e livrea "mediterranea" insieme a trote con varianti aplotipiche caratteristiche di popolazioni di trota peninsulare del Centro Italia, Sud Italia e bacino Tirrenico (dati non ancora pubblicati). Il recente sviluppo della tecnica della conservazione dello sperma (criobanca del seme), qualora non opportunamente normato e strettamente finalizzato alla conservazione delle singole popolazioni locali, potrebbe amplificare notevolmente la perdita di variabilità del genoma di *Salmo ghigii*, favo-

rendo un approccio di tipo prettamente commerciale su larga scala e del tutto contrario alla finalità della conservazione delle singole popolazioni native.

Accanto alle problematiche di conservazione delle popolazioni autoctone di *Salmo ghigii* all'interno del loro areale originario nelle Alpi Sud-occidentali, l'introduzione massiccia nella regione alpina e subalpina italiana di individui di *S. ghigii* derivanti da popolazioni alloctone, quali quelle del Centro e Sud Italia, d'oltralpe, o degli affluenti orografici di destra del Po, così come l'introduzione in aree esterne all'areale originario di individui di *S. ghigii* provenienti dall'areale originario, comportano il rischio di ibridazione introgressiva con la specie nativa *S. marmoratus*. Tale rischio non è solo suggerito dalla diffusa interfertilità fra le specie del genere *Salmo* (Sanz, 2018), ma è indicato dalla stessa presenza di tracce di flusso genico antico fra linea marmorata e linea peninsulare durante numerosi contatti secondari precedenti l'UMG (Gratton *et al.*, 2014). Il rischio di introgressione ibrida è particolarmente elevato nel caso di popolazioni native frammentate e relativamente piccole, rispetto alla quantità di individui alloctoni seminati (Splendiani *et al.*, 2016), in condizioni ecologiche virtualmente identiche a quelle che hanno causato l'introggressione in atto fra *S. marmoratus* e *S. trutta* in quest'area geografica (Lucarda *et al.*, 2000).

Le semine di *S. ghigii* ottenute da popolazioni non native determinano tuttavia rischi anche maggiori. Rispetto all'introduzione di stock alloctoni e puri infatti, l'introduzione di stock ibridi comporta il rischio aggiuntivo che gli ibridi possano fungere da ponte genetico, facilitando l'ibridazione introgressiva fra specie riproduttivamente isolate (McDonald *et al.*, 2008).

5. Si può applicare a *Salmo ghigii* il concetto di “parautoctonia” nell'arco alpino?

Circa 15 anni fa, allo scopo di regolare l'immissione sul territorio italiano di specie animali e vegetali, l'Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica (INFS, oggi ISPRA) e il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (Ambrogio-Occhipinti *et al.*, 2007) hanno pubblicato delle linee guida per l'immissione di specie faunistiche. Questo documento è dichiaratamente in linea con due precedenti decreti presidenziali (DPR, 1997; 2003), relativi alla conservazione degli habitat e della flora e fauna selvatiche. Sono quindi stati definiti i concetti autoctonia e alloctonia, applicandoli sia a specie che a entità faunistiche di livello inferiore, come sottospecie e popolazioni geneticamente differenziate (Ambrogio-Occhipinti *et al.*, 2007). Nel documento si definiscono autoctone o indigene (native) quelle specie o popolazioni differenziate presenti nell'area geografica nella quale si sono originate, o che vi sono giunte senza l'intervento accidentale o intenzionale dell'uomo. Si definiscono alloctone o aliene (non native) quelle specie o popolazioni differenziate che non appartengono alla fauna o flora originaria di una determinata area geografica, ma che vi sono giunte per l'intervento intenzionale o accidentale dell'uomo. Si definiscono quindi specie o popolazioni “alloctone naturalizzate” in una determinata area geografica quelle che “da tempo” si sono insediate con successo e sono in grado di autosostenersi nel lungo periodo; e specie o popolazioni “alloctone acclimatate” quelle che, introdotte “in tempi recenti”, non sono in grado di autosostenersi nel “lungo periodo” (Ambrogio-Occhipinti *et al.*, 2007). Le specie alloctone si definiscono invasive quando la loro espansione rappresenta una “mi-

naccia per la diversità biologica” (Ambrogio-Occhipinti *et al.*, 2007). Queste definizioni sono congruenti con la Convenzione per la Diversità Biologica e suoi allegati (CBD, 1992) e in generale con la letteratura scientifica (Ambrogio-Occhipinti e Galil, 2004; Valéry *et al.*, 2008).

I criteri per le immissioni faunistiche di queste linee guida spiegano come il divieto di immissione intenzionale (= traslocazione: introduzione, reintroduzione, ripopolamento) o accidentale di una specie sia finalizzato a prevenire impatti dall'immissione di specie alloctone sull'ambiente. Sempre in linea con i decreti presidenziali (DPR, 1997; 2003) si estende il divieto di introduzione in natura a tutte le specie o popolazioni alloctone, eccetto quelle per le quali sia stato accertato, tramite una rigorosa analisi scientifica (valutazione di impatto ambientale), che non comportino rischi per la conservazione dell'ambiente e delle specie autoctone (Ambrogio-Occhipinti *et al.*, 2007).

Il documento definisce quindi specie “parautoctone”, presumibilmente estendendo il concetto anche a popolazioni geneticamente differenziate, specie non originarie del territorio italiano introdotte intenzionalmente o accidentalmente e naturalizzate in Italia prima del 1500, oppure introdotte e naturalizzate in altri paesi prima del 1500 e successivamente arrivate in Italia senza l'intervento dell'uomo attraverso naturali fenomeni di espansione (Ambrogio-Occhipinti *et al.*, 2007). La definizione del limite temporale, puramente convenzionale, è presumibilmente da ascrivere alla data della scoperta del Nuovo Mondo (1492), che ha portato all'introduzione di molte specie non native in Europa (per es., Boggero *et al.*, 2014). Esempi di specie parautoctone sono il ratto delle chiaviche (*Rattus norvegicus*)

cus) con area di parautoctonia in tutto il territorio italiano, e il cervo (*Cervus elaphus*), parautoctono in Sardegna (Ambrogi-Occhipinti *et al.*, 2007). Secondo le linee guida, le specie italiane definite parautoctone in specifiche aree geografiche (popolazioni), di cui si fornisce una lista (Ambrogi-Occhipinti *et al.*, 2007), andrebbero gestite come se fossero autoctone, con due eccezioni: (i) se c'è "incertezza sui rischi" ambientali o per altre specie native conseguenti alla loro introduzione, va adottato il principio di precauzione, trattandole come alloctone; e (ii) al contrario delle specie autoctone è possibile eradicarle, se necessario (Ambrogi-Occhipinti *et al.*, 2007).

Le definizioni e indicazioni delle citate linee guida sono state accolte da un decreto ministeriale (MATTM, 2015) e hanno definito i rispettivi criteri di gestione. Attualmente, dal punto di vista normativo, la lista delle specie parautoctone italiane contiene solo mammiferi e uccelli (MATTM, 2015) e dunque nessuna specie ittica può essere definita parautoctona ex lege. Quand'anche il concetto di parautoctonia si estendesse alla fauna ittica dal punto di vista normativo, la parautoctonia di *Salmo ghigii* potrebbe essere presa in considerazione esclusivamente se, in futuro, si dimostrasse scientificamente la sua avvenuta introduzione, naturalizzazione prima del 1500, e successiva estirpazione in specifiche aree di questa regione. Anche in questo caso, sussisterebbe comunque l'obbligo di condurre un'attenta valutazione del rischio per l'ambiente, specie e popolazioni autoctone, come prescritto dalla normativa vigente e come indicato dalle numerose evidenze del potenziale impatto negativo delle introduzioni e reintroduzioni di salmonidi nei sistemi lotici e lentici (sezione 7). Allo stato dell'ar-

te, il Principio di Precauzione (EC, 2017) prevede dunque che reintroduzioni di *S. ghigii* in aree dove si presume che siano avvenute estirpazioni in epoca storica, indipendentemente dallo stato (alloctono o, eventualmente, "parautoctono") precedente gli eventi di estinzione locale, non siano consentite.

6. *Salmo ghigii* specie "di interesse gestionale"?

Dal punto di vista scientifico, risulta a questo punto evidente che allo stato dell'arte (i) *S. ghigii* è alloctona in Italia settentrionale, ad esclusione delle Alpi Sud-Occidentali; (ii) considerare questa specie "parautoctona" in altre aree dell'Italia settentrionale, a seguito di possibili future modifiche della normativa vigente, è improponibile (sezioni 3, 5); (iii) introduzioni massicce di trote geneticamente introgresse e di dubbia origine geografica vendute come "trote fario mediterranee" vengono massicciamente seminate in un'area che va dalle Alpi Sud-Occidentali al Lago di Garda da oltre 15 anni.

A fronte di questi fatti, si sta facendo strada la proposta che per la "trota fario mediterranea" si possa coniare lo status di "specie di interesse gestionale". È questo un concetto inconsistente dal punto di vista scientifico, ma il cui significato è cristallino nei risvolti applicativi. Una specie di interesse gestionale è una specie alloctona il cui utilizzo ai fini del ripopolamento delle acque è svincolato dalla normativa ambientale vigente. In sostanza, si vorrebbe creare un'ulteriore categoria arbitraria per classificare l'ittiofauna in modo da poter continuare ad introdurre "trote fario mediterranee" senza chiara identità genetica e provenienza nelle acque interne dell'Italia settentrionale. Peraltro, nel caso specifico della trota peninsulare, ciò renderà sempre più difficile, se

non impossibile, qualsiasi studio scientifico che tentasse di valutare lo stato di alloctonia o autoctonia di popolazioni vitali di *S. ghigii* che in futuro venissero identificate in Nord Italia. Difatti, qualsiasi nuova variante biologica che qui venisse scoperta, e che non fosse presente in nessuna delle popolazioni di *Salmo ghigii* da cui provengono gli individui utilizzati per le introduzioni, potrebbe semplicemente non essere ancora stata descritta.

7. I corsi d'acqua di montagna: se e cosa seminare?

Le dispute su *S. ghigii* e sulla "trota fario mediterranea" in Italia settentrionale vertono prevalentemente intorno al tema della pesca nei torrenti di montagna, siti spesso di grande valore naturalistico e di non minore interesse turistico e ricreativo. Questi ambienti vengono storicamente ripopolati con la trota fario atlantica *S. trutta*, rappresentandone nell'immaginario collettivo l'habitat di elezione. Questi ripopolamenti sono veri e propri interventi di rifornimento, indipendentemente dalla possibilità di riproduzione naturale dei pesci che vi si trovano e, dunque, di una comunità salmonicola che può automantenersi nel tempo. Le semine di *S. marmoratus* vengono invece effettuate solo in quello che si considera il suo habitat vocazionale: il corso medio-basso dei fiumi con maggior portata (<1.500 m slm; Sommani, 1960) e i laghi. La consapevolezza del rischio associato ai ripopolamenti con *S. trutta*, maturata anche nel mondo della pesca sportiva, ha spinto a trovare una soluzione alternativa, immettendovi trote provenienti da stock alloctoni di *S. ghigii*. Tuttavia, come si è spiegato, questa "alternativa" non solo genera rischi ecologici analoghi a quelli dell'immissione di trota atlantica, ma non tiene in considerazione la stessa

normativa italiana, che mira a gestire non solo le specie, ma tutte le subunità rilevanti dal punto conservazionistico, incluse le popolazioni (DPR, 1997; MATTM, 2020).

Prima che l'uomo vi introducesse salmonidi, la maggior parte di questi corsi d'acqua ne era probabilmente priva (sezione 2). Tuttavia, anche se questa ipotesi venisse falsificata, l'immissione in questi sistemi di *S. ghigii* provenienti da popolazioni alloctone è comunque in contrasto con gli attuali principi normativi (sezione 5). Eventuali reintroduzioni di *S. ghigii* in bacini o sottobacini per i quali si riesca a documentare la sua presenza in epoca storica e successiva estirpazione, al netto dei rischi citati, dovrebbero comunque essere effettuate utilizzando riproduttori provenienti da popolazioni il più geneticamente simili alle popolazioni estirpate.

In alternativa, laddove la pesca ricreativa e agonistica necessitino di ripopolamenti specifici, l'introduzione di salmonidi sterili consentirebbe di prevenire l'ibridazione con specie native, se presenti nel bacino di riferimento. Tuttavia, è noto che introduzioni massicce di salmonidi possono avere impatti significativi sulla struttura e sulla funzione degli ecosistemi d'acqua dolce, causati dalle interazioni fra i pesci introdotti, le comunità native e gli ambienti riceventi, sia a valle che a monte dei luoghi di introduzione, a causa della loro grande vagilità e del trasporto passivo verso valle causato da eventi alluvionali. I potenziali impatti negativi sono numerosi, inclusi aumento della competizione e della predazione, modificazioni dell'ambiente e diffusione di patogeni (Knapp *et al.*, 2001; Aprahamian *et al.*, 2003; Epanchin *et al.*, 2010; Alvarez *et al.*, 2014; Hammock e Johnson, 2014; Arlinghaus *et al.*, 2015; Jel-

lyman *et al.*, 2018; Schöffmann *et al.*, 2019; Tiberti e Brighenti, 2019; Zarco *et al.*, 2020). Di conseguenza, la sostenibilità di queste strategie gestionali va comunque considerata con cautela, attentamente valutata e, se attuata, monitorata.

8. Conclusioni

Attualmente, robuste evidenze scientifiche indicano che *S. marmoratus* è l'unica specie di trota autoctona presente in Italia settentrionale, con l'unica eccezione di una zona di contatto con popolazioni native di *S. ghigii* nelle Alpi Sud-occidentali. L'introggressione di geni dell'alloctona *S. trutta* in *S. marmoratus* nella regione alpina e subalpina dell'Italia settentrionale è stata ampiamente dimostrata da numerosi studi. Considerando l'evidenza di ibridazione introgressiva antica fra la linea peninsulare e quella marmorata, l'eventualità di ibridazione e introggressione da *S. ghigii* alloctone in *S. marmoratus* autoctone è altamente probabile.

Le tracce genetiche, tipiche ma non esclusive di *S. ghigii* nella regione alpina italiana al di fuori della zona di contatto con *S. marmoratus* nelle Alpi Sud-occidentali sono troppo frammentarie per permettere, allo stato dell'arte, di stimare se popolazioni vitali di questa specie fossero presenti in epoca storica, oppure se le estirpazioni abbiano avuto luogo durante l'Ultimo Massimo Glaciale. La presenza di aplotipi danubiani nel bacino del Ticino e le documentate attività di traslocazione fra i bacini del Poschiavino, Ticino e Danubio suggeriscono che le tracce genetiche trovate nelle valli del Poschiavino e del Ticino, associate sia a popolazioni "adriatiche" che a popolazioni danubiane, potrebbero semplicemente derivare da stock ittici alloctoni introdotti dal Danubio. Anche per questa ragione, l'areale naturale di distribuzione di *Salmo*

ghigii nella regione subalpina non può essere esteso oltre la citata zona di contatto con *S. marmoratus* nelle Alpi Sud-occidentali.

L'alto grado di interfertilità fra molti taxa di salmonidi rende estremamente difficile un approccio razionale alla gestione ecosistemica (Brussard *et al.*, 1998) delle loro popolazioni. Qualsiasi introduzione di trote provenienti da una popolazione alloctona definita da criteri genetici e filogeografici, pur se della stessa specie della popolazione recipiente, pone seri rischi di generare sciami ibridi fra linee filetiche alloctone e autoctone e quindi contribuire in modo determinante al declino della diversità genetica e biologica delle popolazioni native. Più in generale, la presenza di specie o popolazioni alloctone nelle acque pubbliche riduce drasticamente il valore naturalistico dell'ambiente, rendendo meno cogente la necessità di tutelarlo e quindi rendendone più facile l'ulteriore depauperamento.

Per questi motivi, le popolazioni native di salmonidi dovrebbero essere sempre gestite come Unità Evolutivamente Significative per la conservazione (UES: Evolutionary Significant Units – ESUs; Moritz, 1994; Almodóvar *et al.*, 2006; Meraner e Gandolfi, 2018). La possibilità di gestire le popolazioni a scala di bacino e sottobacino, secondo il paradigma delle UES, rende le azioni di gestione alieutica coerenti con la funzione basilare che la normativa italiana assegna agli incubatoi di valle, nati per la conservazione delle popolazioni ittiche autoctone e della diversità biologica locale, riconoscendo il valore fondamentale di quest'ultima per la sopravvivenza delle singole specie ittiche.

Occorre infine sottolineare l'estrema urgenza di sviluppare una chiara normativa nazionale di riferimento che, al pari di quanto fatto per altre Direttive Europee (per

es. la Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/EC e il DM 260/2010), definisca modalità analitiche, standard e protocolli univoci o almeno intercalibrati per descrivere la genetica delle popolazioni di sal-

monidi e in generale dell'ittiofauna italiana e dare ai gestori delle acque uno strumento affidabile e di riferimento. Solo così sarà possibile creare le condizioni per conciliare le esigenze del mondo del-

la pesca sportiva con quelle della conservazione della biodiversità dell'ittiofauna italiana e garantire una durevole e sostenibile protezione del capitale naturale per le generazioni future.

Ringraziamenti

Questo studio è stato realizzato nel contesto dei progetti LIFE15 NAT/IT/000823 IdroLIFE e Interreg ITA-CH SHARESALMO. Desideriamo ringraziare Tommaso Righi (CNR IRSA) e Andrea Splendiani (Università Politecnica delle Marche) per gli utili e costruttivi commenti sul testo. Ringraziamo Leonardo Pontalti (Ufficio faunistico della Pro-

vincia di Trento) e Paolo Lo Conte (Città Metropolitana di Torino) per le foto di *S. marmoratus* provenienti dal Rio Ischielle e dal Fiume Sangone, rispettivamente. Ringraziamo anche Andrea Gandolfi (Fondazione Edmund Mach), Andrea Splendiani (Univ. Politecnica delle Marche), Leonardo Pontalti, Antonino Duchi (Legambiente Ragusa), Pa-

olo Lo Conte, Cesare Puzzi (G.R.A.I.A. srl), Pierpaolo Gibertoni (M.T.R.G.), Valter Bianchini (U.P.S. Sondrio), Luigi Guglielmetti (A.P.S. Como), Giancarlo Perosino (C.R.E.S.T. Piemonte) e i numerosi appassionati di pesca del Nord Italia incontrati negli ultimi due anni per le stimolanti conversazioni sugli argomenti di questo contributo.

GLOSSARIO

Allozima: una delle forme strutturali dello stesso enzima codificata da uno degli alleli (varianti) dello stesso gene nucleare.

Anadromo: specie o popolazione o gruppo di individui che risale dal mare o da un lago per riprodursi nei fiumi.

Aplotipo e aplogruppo: Un aplotipo mitocondriale è una variante genetica di una specifica regione di DNA mitocondriale. Il DNA mitocondriale è presente nei mitocondri delle cellule e viene tipicamente trasmesso allo zigote solo dalla cellula uovo (eredità materna). Un aplogruppo mitocondriale è una famiglia di aplotipi mitocondriali che risalgono tutti a un antenato comune più recente.

Campionamento incompleto della linea evolutiva (incomplete lineage sorting): trasmissione incompleta delle varianti polimorfiche di un gene ancestrale. Una filogenesi basata su un gene le cui varianti vengono trasmesse solo ad alcuni discendenti durante uno o più eventi di speciazione non riflette la reale sequenza evolutiva e quindi differisce dalla filogenesi delle specie.

Complesso di specie (species complex): gruppo di organismi strettamente imparentati e difficilmente distinguibili a livello tassonomico.

Contatto secondario: processo nel quale due popolazioni geograficamente separate vengono riunite dopo un periodo di isolamento, p.es. a causa di espansioni di areale geografico e di cambiamenti ambientali. Il contatto può determinare scambio di materiale genetico fra le popolazioni, a seconda del livello di isolamento riproduttivo evolutosi nel corso della precedente separazione.

Estirpazione: sinonimo di estinzione locale, a livello di popolazione. Al contrario, il termine estinzione si riferisce propriamente alla scomparsa di una specie.

Filogenesi: diversificazione per evoluzione biologica di un gruppo di organismi che condividono tutti un antenato comune più recente, rappresentata dalla ricostruzione delle relazioni di parentela fra sottogruppi e ipotetici antenati comuni intermedi. Il termine "filetico" viene usato come sinonimo, riferendosi alle relazioni di parentela fra diverse linee filogenetiche (o filetiche).

Filogeografia: studio e ricostruzione della struttura spaziale (geografica) dei genotipi di un gruppo di organismi che condividono tutti un antenato comune più recente, a livello di popolazione o specie e a diverse scale spaziotemporali.

Flusso genico: scambio di materiale genetico tramite incrocio fra popolazioni della stessa specie o per ibridazione fra popolazioni di specie differente.

Gestione ecosistemica: il termine (ecosystem management) si riferisce a una gestione delle risorse naturali che tenta di assicurare la sostenibilità a lungo termine e la conservazione di funzioni ecosistemiche e servizi ecosistemici, soddisfacendo al contempo esigenze socioeconomiche, politiche e culturali.

Ibridazione introgressiva (introgressive hybridisation): trasferimento di materiale genetico da una specie a un'altra a causa del ripetuto reincrocio fra ibridi delle due specie e una delle specie parentali.

Immissione: "trasferimento e rilascio, intenzionale o accidentale, di una specie. Un'immissione intenzionale viene indicata con il termine traslocazione. Reintroduzioni, ripopolamenti e introduzioni rappresentano casi specifici di immissioni intenzionali (traslocazioni)" (Ambrogi-Occhipinti *et al.*, 2007).

Inondazione demografica (demographic swamping): quando due specie che possono produrre ibridi fertili (interfertili) hanno una diversa abbondanza in una determinata area geografica, la crescita demografica della specie più rara può essere ridotta dalla produzione di ibridi peggiori adattati alle condizioni ambientali e contesto ecologico.

Inondazione genetica (genetic swamping): quando due specie che possono produrre ibridi fertili (interfertili) hanno una diversa abbondanza in una determinata area geografica, la specie più rara può essere interamente sostituita dagli ibridi.

Introduzione: traslocazione (immissione intenzionale) di una specie "in un'area posta al di fuori del suo areale di documentata presenza in tempi storici". Il termine viene adottato anche nel caso in cui la specie in questione, benché immessa nel suo areale documentato, "acquisisce in seguito all'immissione uno status fenologico diverso da quello originario" (tratti ecologici legati alla mutazione stagionale delle condizioni climatiche) (Ambrogi-Occhipinti *et al.*, 2007).

Ponte genetico: introgressione genetica fra due specie riproduttivamente isolate A e B indotta dall'ibridazione fra una o entrambe queste specie e un'altra specie C, poiché le barriere riproduttive fra A o B e gli ibridi AxC o BxC sono meno forti che fra A e B. Nel caso in esame, anche se *S. marmoratus* non ibridasse con *S. ghigii* in natura, potrebbe ibridare con un ibrido *S. ghigii* x *S. trutta*.

Popolazione: gruppo di individui della stessa specie che vive e si riproduce in una determinata area (nel caso dei salmonidi, tipicamente a livello di bacino o sottobacino idrogeografico). I membri di una popolazione spesso utilizzano le stesse risorse, sono soggetti agli stessi vincoli ambientali e dipendono dagli altri membri della popolazione per persistere nel tempo. Un gruppo di individui in una determinata area (A) si può definire una popolazione quando la variabilità genetica stimata all'interno di A è inferiore a quella stimata fra A e un altro gruppo di individui in un'altra area (B). La popolazione A si dice in questo caso geneticamente differenziata dalla popolazione B.

Popolazione relitta: popolazione che durante la sua storia demografica e filogeografica ha significativamente ridotto il suo areale di distribuzione o la sua diversità biologica.

Popolazione vitale: popolazione le cui dimensioni e condizioni biologiche ne permettono la persistenza a fronte di impatti ecologici di vario tipo. Un concetto largamente utilizzato è la minima popolazione vitale (Minimum Viable Population: MPV), stimata come la dimensione minima che una popolazione deve avere per assicurarne una determinata probabilità di persistenza per una determinata quantità di tempo nel futuro.

Reintroduzione: traslocazione (immissione intenzionale) "finalizzata a ristabilire una popolazione di una determinata specie autoctona in una parte del suo areale di documentata presenza naturale in tempi storici nella quale risulta estinta" (Ambrogi-Occhipinti *et al.*, 2007).

Rifugio glaciale: regione geografica in cui le condizioni climatiche locali hanno reso possibile la sopravvivenza di flore e faune durante le glaciazioni. Da queste aree, durante i successivi periodi interglaciali, più caldi, sono ripartite le ricolonizzazioni post-glaciali.

Ripopolamento: traslocazione (immissione intenzionale) "di individui appartenenti ad una specie che è già presente nell'area di rilascio" (Ambrogi-Occhipinti *et al.*, 2007).

Sciame ibrido (hybrid swarm): popolazione di ibridi altamente vitali e interfertili con le specie parentali sopravvissuta alla prima generazione ibrida, che producono progenie fertile incrociandosi sia con le specie parentali che con altri ibridi.

Specie endemica o endemismo: specie il cui areale di distribuzione è ristretto a una particolare area geografica o habitat, le cui popolazioni non si trovano naturalmente in alcuna altra parte del mondo.

Specie incipiente o semispecie: popolazione di una determinata specie che si sta isolando riproduttivamente e quindi sta divergendo evolutivamente dalle altre popolazioni della propria specie.

Specie interfertili: specie fra cui esistono barriere riproduttive solo parziali o nulle e sono quindi in grado di produrre progenie ibrida vitale, che a sua volta può ibridare con altri ibridi oppure con una o entrambe delle specie parentali (reincrocio). Il termine si può riferire sia a specie che ibridano in natura, oppure a specie che non ibridano in natura, ma possono ibridare se vengono in contatto in condizioni opportune (potenzialmente interfertili), come nel caso di una specie autoctona che entra in contatto con una specie alloctona.

Traslocazione: immissione intenzionale. Vedi Immissione.

Ultimo Massimo Glaciale (UMG): periodo di massima espansione dei ghiacci durante l'ultima glaciazione, la Würm.

Unità Evolutivamente Significativa per la conservazione: specie o entità subspecifica (popolazione, razza geografica, sottospecie, ecc.) di organismi considerata evolutivamente distinta e storicamente isolata, caratterizzata da una struttura genetica divergente dalle altre popolazioni e con distinto potenziale evolutivo e alto interesse conservazionistico a lungo termine.

Zona di contatto: area dove le distribuzioni geografiche di due popolazioni evolutivamente divergenti o di due specie strettamente imparentate si sovrappongono. Se le specie producono ibridi, la zona di contatto si definisce 'zona ibrida' (Johannesson *et al.*, 2020).

BIBLIOGRAFIA

- ADO, 2022. Analisi dell'opera. Natura morta con pesci di Evaristo Baschenis. Natura morta con pesci, ~1670, oil on canvas, 65 cm x 108 cm. Bergamo, Accademia delle Belle Arti di Carrara. Disponibile [online](#) (accesso: febbraio 2022).
- Almodóvar A., Nicola G.G., Elvira B., García-Marín J.L., 2006. Introgression variability among Iberian brown trout evolutionary significant units: the influence of local management and environmental features. *Freshwater Biology*, **51**: 1175-1187. DOI: 10.1111/j.1365-2427.2006.01556.x.
- Alvarez M., Peckarsky B.L., 2014. Cascading effects of predatory fish on the composition of benthic algae in high-altitude streams. *Oikos*, **123**: 120-128. DOI: 10.1111/j.1600-0706.2013.00397.x.
- Ambrogi-Occhipinti A., Andreotti A., Audisio P., Baccetti N., Blasi C., Celesti-Grappow L., Gherardi F., Giusti F., Guberti V., Randi E., Riga F., Sbordoni V., Serra L., Spina F., Toso S., Trocchi V., Vigna-Taglianti A., Zapparoli M., Zerunian S., Zuffi M., 2007. *Linee guida per l'immissione di specie faunistiche*. Quaderni della Conservazione della Natura, 27. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare - Istituto Nazionale di Fauna Selvatica, Bologna, 51 pp.
- Ambrogi-Occhipinti A., Galil B.S., 2004. A uniform terminology on bioinvasions: a chimera or an operative tool? *Marine Pollution Bulletin*, **49**: 688-694.
- Aprahamian M.W., Smith K.M., McGinnity P., McKelvey S., Taylor J., 2003. Restocking of salmonids - opportunities and limitations. *Fisheries Research*, **62**: 211-227. DOI: 10.1016/S0165-7836(02)00163-7.
- Arlinghaus R., Lorenzen K., Johnson B.M., Cooke S.J., Cowx I.G., 2015. Management of freshwater fisheries: addressing habitat, people and

- fishes. In: Craig J.F. (ed.), *Freshwater fisheries ecology*. Wiley & Blackwell, Oxford: 557-579. DOI: 10.1002/9781118394380.
- Behnke R.J., 1972. The systematics of salmonid fishes of recently glaciated lakes. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, **29**: 639-671.
- Bernatchez L., Guyomard R., Bonhomme F., 1992. DNA sequence variation of the mitochondrial control region among geographically and morphologically remote European brown trout *Salmo trutta* populations. *Molecular Ecology*, **1**: 161-173.
- 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**, 351-379. <https://doi.org/10.1111/j.0014-3820.2001.tb01300.x>.
- Bianco P.G., 1998. Freshwater fish transfers in Italy: history, local modification of fish composition, and a prediction on the future of native populations. In: Cowx I.G. (ed.), *Stocking and introductions of fishes*. Fishing News Book, Blackwell Science, Oxford: 167-185.
- Bianco P.G., Caputo V., Ferrito V., Lorenzoni M., Nonnis Marzano F., Stefani F., Sabatini A., Tancioni L., 2013. *Salmo cettii*. Lista Rossa Italiana dell'IUCN. <http://www.iucn.it/scheda.php?id=1082856409>.
- Boggero A., Basset A., Austoni M., Barbone E., Bartolozzi L., Bertani I., Campanaro A., Cattaneo A., Cianferoni F., Corriero G., Dörr A.M., Elia A.C., Ficetola G.F., Kamburska L., La Porta G., Lauceri S., Ludovisi A., Gaino E., Goretti E., Lorenzoni M., Manca M., Marchetto A., Morabito G., Nonnis Marzano F., Oggioni A., Pierrri C., Riccardi N., Rossetti G., Ungaro N., Volta P., Zaupa S., Fontaneto D., 2014. Weak effects of habitat type on susceptibility to invasive freshwater species: an Italian case study. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **24**: 841-852.
- Bovero S., Candiotta A., Ceppa L., Giuntoli F., Pascale M., Perosino G.C., 2021. Stato dell'ittiofauna nei fiumi e torrenti del Piemonte. *Rivista Piemontese di Storia Naturale*, **42**: 135-160.
- Brussard P.F., Reed J.M., Tracy C.R., 1998. Ecosystem management: what is really? *Landscape and Urban Planning*, **40**: 9-20. DOI: 10.1016/S0169-2046(97)00094-7.
- Casalis G., 1833. *Dizionario geografico storico-statistico-commerciale degli Stati di S.M. il Re di Sardegna*, Vol. I, Maspero, Torino.
- Casalis G., 1852. *Dizionario storico-statistico-commerciale degli Stati di S.M. il Re di Sardegna*, Vol. XXII, Maspero, Torino.
- CBD (Convention on Biological Diversity), 1992. United Nations. Disponibile [online](#) (accesso: febbraio 2022).
- Council Directive, 1992. *On the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora*. 92/43/EEC 21 May, OJ L 206, 22.7.1992, 7-50. Disponibile [online](#) (accesso: febbraio 2022).
- Cuvier G., Valenciennes A., 1848. *Histoire naturelle des poissons*. Tome vingt et unième. Suite du Livre vingt et unième et des Clupéoides. Livre vingt-deuxième. De la Famille des Salmonoides; Bertrand P., at Berger-Levrault: Strasbourg, France.
- D'Agaro E., Gibertoni P., Marroni F., Messina M., Tibaldi E., Esposito S., 2022. Genetic and phenotypic characteristics of the *Salmo trutta* complex in Italy. *Applied Sciences*, **12**, 3219. DOI: 10.3390/app12073219.
- Ancona I.J., Merlo S., 1959. La speciazione delle trote italiane ed in particolare di quelle del lago di Garda. *Atti dell'Istituto Veneto di Scienze, Lettere ed Arti*, **117**: 19-26.
- Delling B., 2002. Morphological distinction of the marble trout, *Salmo marmoratus*, in comparison to marbled *Salmo trutta* from River Otra, Norway. *Cybium*, **26**: 283-300. DOI: 10.26028/cybium/2002-264-004.
- Dionigi R., Stella A., Volta P., 2022. *I coregoni: "in lacubus territorij nostri"*. Interlinea, 178 p.
- DPR – Decreto del Presidente della Repubblica, 1997. Decreto del Presidente della Repubblica 8 settembre 1997, n. 357. Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana, 23 ottobre 1997, n. 248: 1-52. Disponibile [online](#) (accesso: febbraio 2022).
- DPR – Decreto del Presidente della Repubblica, 2003. Decreto del Presidente della Repubblica 12 marzo 2003, n. 120. Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana 30 maggio 2003, n. 124: 19-28. Disponibile [online](#) (accesso: febbraio 2022).
- EC – European Commission, 2017. The Precautionary Principle: decision making under uncertainty. Future Brief 18. Produced for the European Commission DG Environment by the Science Communication Unit, UWE, Bristol. Disponibile [online](#) (accesso: febbraio 2022).
- Epanchin P.N., Knapp R.A., Lawler S.P., 2010. Nonnative trout impact an alpine-nesting bird by altering aquatic-insect subsidies. *Ecology*, **91**: 2406-2415. DOI: 10.1890/09-1974.1.
- Esposito S., Gibertoni P.P., Penserini M., D'Agaro E., 2022. Inquadramento sistematico e strategie di conservazione e gestione dei salmonidi autoctoni. In: Comi G., D'Agaro E. (eds.) *Strategie di conservazione e gestione dei salmonidi autoctoni italiani*. Forum, Editrice Universitaria Udinese, Ladispoli: 11-51.
- Fatio V., 1890. *Faune des Vertébrés de la Suisse*. Vol. V. Histoire naturelle des Poissons. II part. Georg H., Geneva and Basel: 354-355.
- Festa E., 1892. I pesci del Piemonte. *Bollettino dei Musei di Zoologia ed Anatomia comparata della Reale Università di Torino*, **7**(129): 1-125.
- Freyhof J., Kottelat M., 2008. *Salmo cettii*. *The IUCN Red List of Threatened Species*. e.T135528A4139018. <https://www.iucnredlist.org/species/135528/4139018>.
- Fricke R., Eschmeyer W.N., Van der Laan R. (eds) 2022. *Eschmeyer's catalog of fishes: genera, species, references*. Disponibile [online](#) (accesso: 1 giugno 2022).
- Gibertoni P., Penserini M., Esposito S., Foglia A., Dagani D., Bazzoni P., Rubin J.-F., Fumagalli L., 2014. Presence of a migratory lacustrine life-history strategy in the marble trout (*Salmo marmoratus*): The case of the native trout population

- of Lake Maggiore spawning in the Toce River (Italy). *Italian Journal of Freshwater Ichthyology*, **1**: 25-37.
- Gibbertoni P., Pensierini M., 2008. Trote native degli Appennini. *H2O Magazine*, **1**: 56-62.
- Giovi P., 1527. *Novocomensis de piscibus marinis, lacustribus, fluvialibus, item de testaceis ac salsa-mentis liber*. Minitii Calvi F, Rome.
- Giuffra E., 1993. *Identificazione genetica e filogenia delle popolazioni di trota comune, Salmo trutta L., del bacino del Po*. Tesi di dottorato, Università di Torino, Torino.
- Giuffra E., Bernatchez L., Guyomard R., 1994. Mitochondrial control region and protein coding gene sequence variation among phenotypic forms of brown trout *Salmo trutta* from Northern Italy. *Molecular Ecology*, **3**(2): 161-172. DOI: 10.1111/j.1365-294x.1994.tb00117.x.
- Giuffra E., Guyomard R., Forneris G., 1996. Phylogenetic relationships and introgression patterns between incipient parapatric species of Italian brown trout (*Salmo trutta* L. complex). *Molecular Ecology*, **5**: 207-220. DOI: 10.1046/j.1365-294x.1996.00074.x.
- Grattarolo B., 1599. *Historia della riviera di Salò*. Sabbio V., Brescia.
- Gratton P., Allegrucci G., Sbordoni V., Gandolfi A., 2014. The evolutionary jigsaw puzzle of the surviving trout (*Salmo trutta* L. complex) diversity in the Italian region. A multilocus Bayesian approach. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, **79**: 292-304. DOI: 10.1016/j.ympev.2014.06.022.
- Hamilton K.E., Ferguson A., Taggart J.B., Tómasson T., Walker A., Fahy E., 1989. Post-glacial colonization of brown trout, *Salmo trutta* L.: Ldh-5* as a phylogeographic marker locus. *Journal of Fish Biology*, **35**: 651-664. DOI:10.1111/j.1095-8649.1989.tb03017.x.
- Hammock B.G., Johnson M.L., 2014. Trout reverse the effect of water temperature on the foraging of a mayfly. *Oecologia*, **175**: 997-1003. DOI: 10.1007/s00442-014-2955-1.
- Huitfeldt-Kaas H., 1918. *Ferskvands-fiskenes utbredelse og indvandring i Norge*. Central Trykkeriet, Oslo.
- Jellyman P.G., McHugh P.A., Simon K.S., Thompson R.M., McIntosh A.R., 2018. The effects of brown trout on the trophic webs of New Zealand streams. In: Lobón-Cerviá J., Sanz N. (eds.), *Brown trout: biology, ecology and management*. Wiley, Hoboken: 569-598.
- Johannesson K., Le Moan A., Perini S., André C., 2020. A Darwinian laboratory of multiple contact zones. *Trends in Ecology & Evolution*, **35**(11): 1021-1036. DOI: 10.1016/j.tree.2020.07.015.
- Keller I., Schuler J., Bezault E., Seehausen O., 2012. Parallel divergent adaptation along replicated altitudinal gradients in Alpine trout. *BMC Evolutionary Biology*, **12**: 210. DOI:10.1186/1471-2148-12-210.
- Keller I., Taverna A., Seehausen O., 2011. Evidence of neutral and adaptive genetic divergence between European trout populations sampled along altitudinal gradients. *Molecular Ecology*, **20**(9): 1888-1904. DOI:10.1111/j.1365-294x.2011.05067.x.
- Knapp R., Matthews K.R., Sarnelle O., 2001. Resistance and resilience of alpine lake fauna to fish introductions. *Ecological Monographs*, **71**: 401-421. DOI: 10.1890/0012-9615(2001)071[0401:raroal]2.0.co;2.
- Kottelat M., Freyhof J., 2007. *Handbook of European freshwater fishes*. Kottelat M. and Freyhof J., Cornol and Berlin, 646 pp.
- Largiadèr C.R., Scholl A., 1995. Effects of stocking on the genetic diversity of brown trout populations of the Adriatic and Danubian drainages in Switzerland. *Journal of Fish Biology*, **47**(Suppl. A): 209-255. DOI:10.1111/j.1095-8649.1995.tb06057.x.
- Lobón-Cerviá J., Esteve M., Berrebi P., Duchi A., Lorenzoni M., Young K.A., 2019. Trout and char of central and southern Europe and northern Africa. In: Kirschner J.L., Williams J.E., Gresswell R.E., Lobón-Cerviá J. (eds.), *Trout and char of the world*. American Fisheries Society, Bethesda: 379-410.
- Lorenzoni M., Borghesan F., Carosi A., Ciuffardi L., De Curtis O., Delmastro G.B., Di Tizio L., Franzoi P., Maio G., Mojetta A., Nonnis Marzano F., Pizzul E., Rossi G., Scalici M., Tancioni L., Zanetti M., 2019. The check-list of the Italian freshwater fish fauna. *Italian Journal of Freshwater Ichthyology*, **5**: 239-254.
- Lowe S., Browne M., Boudjelas S., De Poorter M., 2000. *100 of the world's worst invasive alien species: a selection from the global invasive species database*. Invasive Species Specialist Group (ISSG), Species Survival Commission of the International Union for the Conservation of Nature), Auckland, 12 pp.
- Lucarda A.N., Patarnello T., Forneris G., Pascale M., 2000. Population genetics of *S. trutta marmoratus*, *S. trutta trutta* and their hybrid of the Pellice River basin (Piemonte, Italy). *Quaderni ETP*, **29**: 13-21.
- Marazzi S., 2005. *Atlante orografico delle Alpi. SOIUSA. Suddivisione orografica internazionale unificata del Sistema Alpino*. Priuli & Verlucca.
- MATTM – Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, 2015. Elenco delle specie alloctone escluse dalle previsioni dell'articolo 2, comma 2-bis, della legge n. 157/1992. Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana, 7 febr. 2015 n. 31: 5-6. Disponibile [online](#) (accesso: febbraio 2022).
- MATTM – Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, 2020. Criteri per la reintroduzione e il ripopolamento delle specie autoctone di cui all'allegato D del decreto del Presidente della Repubblica 8 settembre 1997, n. 357, e per l'immissione di specie e di popolazioni non autoctone (20A02112). Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana, 14 apr. 2020 n. 98: 2-6. Disponibile [online](#) (accesso: febbraio 2022).
- Maturani A., 2021. Ministero della Transizione Ecologica, decreto direttoriale della Direzione Generale per il Patrimonio naturalistico, 24 maggio 2021, 3 pp.
- McDonald D.B., Parchman T.L., Bower M.R., Hubert W.A., Rahel F.J., 2008. An introduced and a native vertebrate hybridize to form a ge-

- netic bridge to a second native species. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, **105**(31): 10837-10842. DOI: 10.1073/pnas.0712002105.
- Meldgaard T., Crivelli A.J., Jesensek D., Poizat G., Rubin J.-F., Berrebi P., 2007. Hybridization mechanisms between the endangered marble trout (*Salmo marmoratus*) and the brown trout (*Salmo trutta*) as revealed by in-stream experiments. *Biological Conservation*, **136**(4): 602-611. DOI: 10.1016/j.biocon.2007.01.004.
- Meraner A., Baric S., Pelster B., Dalla Via J., 2007. Trout (*Salmo trutta*) mitochondrial DNA polymorphism in the centre of the marble trout distribution area. *Hydrobiologia*, **579**: 337-349. DOI: 10.1007/s10750-006-0479-3.
- Meraner A., Baric S., Pelster B., Dalla Via J., 2010. Microsatellite DNA data point to extensive but incomplete admixture in a marble and brown trout hybridization zone. *Conservation Genetics*, **11**: 985-998. DOI: 10.1007/s10592-009-9942-9.
- Meraner A., Gandolfi A., 2018. Genetics of the genus *Salmo* in Italy: Evolutionary history, population structure, molecular ecology and conservation. In: Lobón-Cerviá J., Sanz N. (eds.), *Brown trout: biology, ecology and management*. Wiley & Sons Ltd, Hoboken: 65-102.
- Meraner A., Gratton P., Baraldi F., Gandolfi A., 2013. Nothing but a trace left? Autochthony and conservation status of Northern Adriatic *Salmo trutta* inferred from PCR multiplexing, mtDNA control region sequencing and microsatellite analysis. *Hydrobiologia*, **702**: 201-213. DOI: 10.1007/s10750-012-1321-8.
- Merati F., Pascale M., Perosino G.C., 2021. *Storia della trota mediterranea in Piemonte*. Centro Ricerche in Ecologia e Scienze del Territorio (CREST). Disponibile [online](#) (accesso: febbraio 2022).
- Miró A., Ventura M., 2015. Evidence of exotic trout mediated minnow invasion in Pyrenean high mountain lakes. *Biological Invasions*, **17**: 791-803. DOI: 10.1007/s10530-014-0769-z.
- MiTE – Ministero della Transizione Ecologica, 2022. Direzione Generale Patrimonio Naturalistico e Mare. Nota prot. 24488, 28 febbraio 2022.
- Monti M., 1864. *Notizie dei pesci delle provincie di Como e Sondrio e del Cantone Ticino*. Franchi C.
- Moritz C., 1994. Defining 'evolutionary significant units' for conservation. *Trends in Ecology and Evolution*, **9**: 373-375. DOI: 10.1016/0169-5347(94)90057-4.
- MSAL – Ministero della Salute, 2014. *Linee guida per la gestione di attività connesse agli impianti ittiogenici*. Registro classificazione I.l.a.e/2014/15.
- PDR – Presidente della Repubblica, 2021. Bilancio di previsione dello Stato per l'anno finanziario 2022 e bilancio pluriennale per il triennio 2022-2024 del 31 dicembre 2021 (21G00256). Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana, 31 dic. 2021 n. 310 (suppl.), 404 pp. Disponibile [online](#) (accesso: febbraio 2022).
- Polgar G., Mattia I., Righi T., Volta P., 2022. The Italian Alpine and sub-alpine trouts. Taxonomy, evolution, and conservation. *Biology*, **11**(4), 576. DOI: 10.3390/biology11040576.
- Pomini F.P., 1940. La livrea delle trote ed il reale significato del suo polimorfismo. *Atti della Società Italiana di Scienze Naturali e del Museo Civico di Storia Naturale in Milano*, **79**(2): 69-84.
- Pontalti L., 2020. La trota marmorata dai fiumi ai ruscelli: possibilità, per una specie in pericolo, di allungare il proprio habitat. Seconda parte: acclimatazione di una popolazione. *Dendronatura*, **1**: 76-83.
- Porcacchi T., Giolito de Ferrari G., Gesuiti: Collegio, R., 1569. *La nobiltà della città di Como descritta da Thomaso Porcacchi da Castiglione arretino. Con la tavola delle cose notabili*. Giolito G. di Ferrarii, Venice.
- Presa P., Krieg F., Estoup A., Guyomard R., 1994. Diversité et gestion génétique de la truite commune: apport de l'étude du polymorphisme des locus protéiques et microsatellites. *Génétique, Sélection, Evolution*, **26**(Suppl. 1): 183s-202s. Disponibile [online](#) (accesso: febbraio 2022).
- Pujolar J.M., Lucarda A.N., Simonato M., Patarnello T., 2011. Restricted gene flow at the micro- and macrogeographical scale in marble trout based on mtDNA and microsatellite polymorphism. *Frontiers in Zoology*, **8**(7). DOI: 10.1186/1742-9994-8-7.
- Pustovrh G., Snoj A., Bajec S.S., 2014. Molecular phylogeny of *Salmo* of the western Balkans, based upon multiple nuclear loci. *Genetics Selection Evolution*, **46**, 7. DOI: 10.1186/1297-9686-46-7.
- Pustovrh G., Sušnik Bajec S., Snoj A., 2011. Evolutionary relationship between marble trout of the northern and the southern Adriatic basin. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, **59**: 761-766. DOI: 10.1016/j.ympev.2011.03.024.
- Regione Piemonte, 2015. Piano Ittico Regione Piemonte. *Piano regionale degli ambienti e della fauna acquatica e l'esercizio della pesca (stralcio relativo alla componente ittica)*. Regione Piemonte, Assessorato Agricoltura, caccia e pesca Settore Tutela e gestione della fauna selvatica e acquatica, 244 pp. Disponibile [online](#): (accesso: marzo 2022).
- Roberti G., 1767. *Lettera sopra il canto de' pesci*. della Volpe L., Bologna.
- Sacchi B. (Platina), 1475. *Platine de Honesta voluptate et valetudine*. de Aquila L., Venice.
- Salviani I., 1554. *Aquatilium animalium historiae, liber primus: cum eorumdem formis, aere excusis*. Hippolytum Saluianum, Rome.
- Sanz N., 2018. Phylogeographic history of brown trout: A review. In: Lobón-Cerviá J., Sanz N. (eds.), *Brown Trout: Biology, Ecology and Management*, Wiley, Hoboken: 17-64.
- Scappi B., 1570. *Opera di Bartolomeo Scappi, mastro dell'arte del cucinare, divisa in sei libri*. de' Vecchi A., Venezia.
- Schöffmann J., Marić S., Snoj A., 2019. Trout of Southeast Europe, Western and Central Asia. In: Kershner J.L., Williams J.E., Gresswell R.E.,

- Lobón-Cervía J. (eds), *Trout and char of the world*. American Fisheries Society, Bethesda: 411-456.
- Schönswetter P., Stehlik I., Holderegger R., Tribsch A., 2005. Molecular evidence for glacial refugia of mountain plants in the European Alps. *Molecular Ecology*, 14: 3547-3555. DOI: 10.1111/j.1365-294X.2005.02683.x.
- Schorr G., Holstein N., Pearman P.B., Guisan A., Kadereit J.W., 2012. Integrating species distribution models (SDMs) and phylogeography for two species of Alpine Primula. *Ecology and Evolution*, 2(6): 1260-1277. DOI: 10.1002/ece3.100.
- SDR – Senato della Repubblica, 2022. XVIII Legislatura, Disegno di legge n. 2536. Conversione in legge, con modificazioni, del decreto-legge 30 dicembre 2021, n. 228, recante disposizioni urgenti in materia di termini legislativi. Disponibile [online](#) (accesso: febbraio 2022).
- Segherloo I.H., Freyhof J., Berrebi P., Ferchaud A.-L., Geiger M., Laroche J., Levin B.A., Normandeau E., Bernatchez L., 2021. A genomic perspective on an old question: *Salmo* trouts or *Salmo trutta* (Teleostei: Salmonidae)? *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 162: 107204. DOI: 10.1016/j.ympev.2021.107204.
- Siebold C.T.E. von, 1863. Ueber die Fische des Ober-Engadins. In: *Proceedings: Verhandlungen der Schweizerischen Naturforschenden Gesellschaft zu Samaden*, Samaden, 24th-26th agosto 1863: 173-190.
- Snoj A., Glamuzina B., Razpet A., Zabolckij J., Bogut I., Lerceteau-Köhler E., Pojskić N., Sušnik S., 2010. Resolving taxonomic uncertainties using molecular systematics: *Salmo dentex* and the Balkan trout community. *Hydrobiologia*, 651: 199-212. DOI: 10.1007/s10750-010-0297-5.
- Sommani E., 1960. Il *Salmo marmoratus* CUV.: sua origine e distribuzione nell'Italia settentrionale. *Bollettino di Pesca, Piscicoltura e Idrobiologia*, 15: 40-47.
- Sommani E., 1948. Sulla presenza del *Salmo fario* (L.) e del *Salmo marmoratus* (Cuv.) nell'Italia settentrionale: loro caratteristiche ecologiche e considerazioni relative ai ripopolamenti. *Bollettino di pesca piscicoltura e idrobiologia*, 3: 136-145.
- Sønstebo J.H., Borgstrøm R., Heun M., 2007. Genetic structure of brown trout (*Salmo trutta* L.) from the Hardangervidda mountain plateau (Norway) analyzed by microsatellite DNA: A basis for conservation guidelines. *Conservation Genetics*, 8: 33-44. DOI: 10.1007/s10592-006-9145-6.
- Splendiani A., Berrebi P., Tougard C., Righi T., Reynaud N., Fioravanti T., Lo Conte P., Delmastro G.B., Baltieri M., Ciuffardi L., Candiotta A., Sabatini A., Caputo Barucchi V., 2020. The role of the south-western Alps as a unidirectional corridor for Mediterranean brown trout (*Salmo trutta* complex) lineages. *Biological Journal of the Linnean Society*, 131(4): 909-926. DOI: 10.1093/biolinnean/blaa125.
- Splendiani A., Fioravanti T., Giovannotti M., Olivieri L., Ruggeri P., Nisi Cerioni P., Vanni S., Enrichetti F., Caputo Barucchi V., 2017. Museum samples could help to reconstruct the original distribution of *Salmo trutta* complex in Italy. *Journal of Fish Biology*, 90: 2443-2451. DOI: 10.1111/jfb.13307.
- Splendiani A., Giovannotti M., Righi T., Fioravanti T., Cerioni P.N., Lorenzoni M., Carosi A., La Porta G., Caputo Barucchi V., 2019. Introgression despite protection: The case of native brown trout in Natura 2000 network in Italy. *Conservation Genetics*, 20: 343-356. DOI: 10.1007/s10592-018-1135-y.
- Splendiani A., Ruggeri P., Giovannotti M., Pesaresi S., Occhipinti G., Fioravanti T., Lorenzoni M., Nisi Cerioni P., Caputo Barucchi V., 2016. Alien brown trout invasion of the Italian peninsula: the role of geological, climate and anthropogenic factors. *Biological Invasions*, 18: 2029-2044. DOI: 10.1007/s10530-016-1149-7.
- Stefani B., 1662. *L'arte di ben cucinare, et instruire i men periti in questa lodevole professione: Dove anco s'insegna a far pasticci, saporì, salse, gelatine, torte, et altro*. Osanna, Mantova.
- Stefani F., Anzani A., Marieni A., 2020. Echoes from the past: a genetic trace of native brown trout in the Italian Alps. *Environmental Biology of Fishes*, 102: 1327-1335. DOI: 10.1007/s10641-019-00899-y.
- Tiberti R., Brighenti S., 2019. Do alpine macroinvertebrates recover differently in lakes and rivers after alien fish eradication? *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 420: 37. DOI: 10.1051/kmae/2019029.
- Tiberti R., Splendiani A., 2019. Management of a highly unlikely native fish: The case of arctic charr *Salvelinus alpinus* from the Southern Alps. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 29(2): 312-320. DOI: 10.1002/aqc.3027.
- Todesco M., Pascual M.A., Owens G.L., Ostevik K., Moyers B.T., Hubner S., Heredia S.M., Hahn M.A., Caseys C., Bock D.G., Rieseberg L.H., 2016. Hybridization and extinction. *Evolutionary Applications*, 9(7): 892-908. DOI: 10.1111/eva.12367.
- Valéry L., Fritz H., Lefeuvre J.-C., Simberloff D., 2008. In search of a real definition of the biological invasion phenomenon itself. *Biological Invasions*, 10: 1345-1351. DOI: 10.1007/s10530-007-9209-7.
- Vilizzi L., 2011. The common carp, *Cyprinus carpio*, in the Mediterranean region: origin, distribution, economic benefits, impacts and management. *Fisheries Management and Ecology*, 19(2): 93-110. DOI: 10.1111/j.1365-2400.2011.00823.x.
- Zanetti M., Nonnis Marzano F., Lorenzoni M., 2013. *I salmonidi italiani: linee guida per la conservazione della biodiversità*. A.I.I.A.D. (Associazione Italiana Ittiologi Acque Dolci) Gruppo di Lavoro Salmonidi. Disponibile [online](#) (accesso: febbraio 2022).
- Zarco A., Corbalán V., Debandi G., 2020. Predation by invasive rainbow trout on the critically endangered Pehuenche spiny-chest frog. *Journal of Fish Biology*, 98(3): 878-880. DOI: 10.1111/jfb.14609.