



Articolo / Article

Applicazione del Piano di gestione del gambero di Fiume autoctono (*Austropotamobius pallipes* complex) in Trentino: primi risultati

Sonia Endrizzi^{1*}, Paolo Pedrini¹, Matteo Trenti¹, Maria Cristina Bruno²

¹ MUSE-Museo delle Scienze, Biologia della Conservazione, Corso del Lavoro e della Scienza 3, 38122 Trento

² Fondazione Edmund Mach, Centro Ricerca e Innovazione, Unità Idrobiologia. Via Edmund Mach 1, 38098 San Michele all'Adige (TN)

* E-mail dell'Autore per la corrispondenza: sonia.endrizzi@muse.it

Parole chiave

- Gestione specie autoctone
- CPUE
- specie aliene invasive
- monitoraggio faunistico
- Life+T.E.N
- Trentino

Key words

- Management of autochthonous species
- CPUE
- invasive alien species
- faunistic monitoring
- Life+T.E.N
- Trentino

Riassunto

Il monitoraggio del gambero di Fiume *Austropotamobius pallipes* complex e dei suoi habitat è stato effettuato nell'estate-autunno 2019-2021 nel territorio della Provincia Autonoma di Trento, quale primo triennio di implementazione del Piano di gestione del gambero di Fiume in Trentino realizzato nell'ambito del Progetto Europeo Life+T.E.N. Sono stati selezionati 224 corpi idrici, 26 dei quali situati all'interno della Rete Natura 2000. Indagini svolte sul campo hanno portato ad escludere 79 siti per via della mancanza delle caratteristiche essenziali alla vita del gambero. Nei rimanenti siti sono state rilevate le caratteristiche ambientali degli habitat e la presenza/assenza della specie. Sono 42 le popolazioni rilevate mentre 2 ulteriori popolazioni sono segnalate ma non sono state indagate. Per definire lo stato di conservazione delle popolazioni presenti, è stata valutata l'abbondanza di 35 popolazioni e, tra queste, sono stati rilevati i dati biometrici e la presenza/assenza di infestazioni evidenti da parassiti e patogeni di 28 popolazioni. Le principali minacce rilevate, rappresentate dall'alterazione degli habitat e dalla presenza di due specie aliene invasive, *Procambarus clarkii* e *Faxonius limosus*, in uno e sei siti rispettivamente, suggeriscono una strategia gestionale che favorisca il miglioramento delle condizioni ecologiche degli ambienti acquatici e una maggiore connessione tra di essi e garantisca il controllo della diffusione delle specie aliene e dei loro patogeni.

Summary

The monitoring of the crayfish *Austropotamobius pallipes* complex and its habitats was carried out in the summer-autumn 2019-2021 in the territory of the Autonomous Province of Trento, as the first three years of implementation of the Crayfish Management Plan in Trentino which represented one of the outcomes of the European Project Life+T.E.N. Two hundred-twenty-four water bodies were selected, 26 of which are located within the Natura 2000 network. Seventy-nine of these sites were found to be unsuitable after the field survey of the environmental characteristics. In the remaining sites, which were conformed to be suitable, we surveyed the environmental characteristics of the habitats and the presence/absence of the species, which was detected/confirmed in 42 populations, while 2 further populations are signalled but were not investigated. Population abundance was measured in 35 populations and biometric data, the presence/absence of visible infestations by parasites and pathogens were measured in 28 of those populations, to assess the conservation status of the populations. The main detected threats for the populations of *A. pallipes* are represented by habitat alteration and the presence of the two invasive alien species *Procambarus clarkii* and *Faxonius limosus* in one and six sites respectively. The threats suggest a management strategy that would increase the ecological conditions and connectivity of the aquatic habitats and ensure the control of the spread of alien species and their pathogens.

Redazione: Valeria Lencioni e Marco Avanzini

pdf: www.muse.it/it/Editoria-Muse/Studi-Trentini-Scienze-Naturali/Pagine/STSN/STSN_103_2023.aspx

Introduzione

Il gambero di fiume *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet, 1858) complex *sensu* Souty-Grosset et al. (2006), di qui in avanti denominato per brevità *A. pallipes*, è tra i più grandi organismi appartenenti alle comunità macrobentoniche che popolano le acque dolci italiane. Tra le specie europee è quella più diffusa in Italia (Aquiloni et al. 2010; Bertocchi et al. 2014) essendo presente in tutte le regioni ad eccezione della Sicilia e delle piccole isole. Nel corso dell'ultimo secolo la distribuzione di *A. pallipes* in Europa si è progressivamente ridotta, al punto da essere classificata nella Lista Rossa della IUCN quale specie in pericolo (EN) secondo il criterio A2ce (Füreder et al. 2010). Questo significa che negli ultimi dieci anni la specie ha subito una riduzione irreversibile superiore al 50% della sua distribuzione globale a causa del degrado e della distruzione dei suoi habitat, all'inquinamento, all'eccessivo prelievo di individui, all'introduzione di specie alloctone e di parassiti. Esiste quindi la concreta possibilità della sua estinzione nel medio-breve termine in assenza di interventi specifici. La Direttiva Habitat (Direttiva n. 92/43/CEE relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali e della flora e della fauna selvatiche) elenca la specie negli allegati II e V richiedendo l'attuazione di particolari misure di gestione e la designazione di zone speciali di conservazione (Commissione Europea 1992). In Italia, nel corso degli ultimi decenni sono stati implementati numerosi studi e interventi volti alla conservazione della specie nell'ambito di progetti nazionali (ad es. Romanò & Riva 2002, Nardi et al. 2004) ed europei, finanziati dal programma europeo Life (SCI D'ACQUA – LIFE 07NAT/IT/000433 (Petri et al. 2014); CRAINat – LIFE08NAT/IT/000352 (AAVV 2014b); RARITY – LIFE10 NAT/IT/000239 (AAVV 2014a); GESTIRE 2020 – LIFE14 IPE/IT/018 (AAVV 2020); CLAW– LIFE 18 NAT/IT 000806 (attualmente in corso).

In Trentino i primi interventi di conservazione della specie, attuati attraverso la riqualificazione di habitat e la reintroduzione di individui, sono stati realizzati nell'ambito dell'azione C10 "Azione dimostrativa di tutela di specie: salvaguardia delle popolazioni autoctone di gambero di Fiume" del Progetto Europeo LIFE11/NAT/IT/000187 "TEN" "Trentino Ecological Network", coordinato dalla Provincia Autonoma di Trento in partnership con il MUSE – Museo delle Scienze di Trento (Ferrari et al. 2014; <http://www.lifeten.tn.it>). L'azione si è conclusa con la realizzazione del "Piano di gestione del gambero di Fiume in Trentino" (Bruno et al. 2017; per brevità, chiamato di seguito "Piano di gestione") che descrive i metodi per il monitoraggio della specie e dei suoi habitat, la riqualificazione ambientale, la mitigazione delle minacce, l'allevamento e la reintroduzione, la raccolta e l'analisi dei dati, l'informazione e la sensibilizzazione del pubblico. Quale prima azione prevista dal Piano di gestione nel 2019-2021 è stato avviato il monitoraggio delle popolazioni e degli habitat in gran parte del territorio provinciale. Nel presente lavoro sono descritti i metodi applicati e i risultati relativi alla distribuzione e allo stato di conservazione delle popolazioni di gambero di Fiume e dei loro habitat, rilevate in Trentino tra il 2019 e il 2021.

Area di studio

Il monitoraggio ha interessato gran parte del territorio provinciale comprendendo i bacini idrografici di: Fiume Adige con i sottobacini di Fiume Noce, Torrente Avisio e Torrente Fersina; Fiume Brenta con il sottobacino del Torrente Cison; Fiume Sarca e Fiume Chiese. Le ricerche si sono concentrate sui reticoli idrografici minori poiché questi presentano una maggiore naturalità e condizioni idonee alla presenza della specie, mentre i corsi d'acqua principali risentono della semplificazione della morfologia fluviale, dovuta agli interventi di regimazione e di alterazione delle portate, dell'inquinamento da attività agricole, pastorali e da scarichi civili (Morpurgo et al. 2010). Questi impatti che si intensificano da monte verso valle hanno determinato la scomparsa dell'habitat necessario per la vita del gambero nei corsi d'acqua principali di fondovalle in

Trentino così come nel resto d'Italia (Morpurgo et al. 2010). I monitoraggio hanno pertanto interessato ambienti di acque correnti quali torrenti, ruscelli, rii e rogge e di acque ferme quali laghi, stagni, paludi e pozze artificiali per la raccolta d'acqua e la pesca, distribuiti tra i 100 e i 1800 metri di quota.

Metodi

Monitoraggio di popolazioni e habitat

Il monitoraggio delle popolazioni e degli habitat è stato realizzato seguendo le procedure indicate nel Piano di gestione (Bruno et al. 2017), al quale si rimanda per eventuali ulteriori approfondimenti, che prevedono una serie di fasi successive, qui di seguito descritte.

Fase 1. Scelta dei siti di monitoraggio

I siti di monitoraggio sono stati individuati selezionando, sulla base di una dettagliata analisi cartografica e aerofotografica, i tratti di corpi idrici potenzialmente più idonei alla presenza della specie considerando: la morfologia del territorio, la presenza di ambienti lentic permanenti e, quando disponibili per i corsi d'acqua, il regime delle portate e la qualità ambientale espressa dall'Indice di Funzionalità Fluviale calcolato dall'Agenzia Provinciale per la protezione dell'Ambiente nel 2012 (APPA 2012). Sono stati inoltre considerati dati storici di presenza/assenza di *A. pallipes* ottenuti da precedenti studi (Provincia Autonoma di Trento 2004; Ciutti et al. 2013; Endrizzi et al. 2013; Bruno & Endrizzi, dati inediti), da interviste effettuate al personale del Corpo forestale provinciale e delle Associazioni pescatori locali, e infine da segnalazioni di cittadini pervenute direttamente ai ricercatori responsabili del presente lavoro e da dati pubblicati sull'applicazione per la condivisione di osservazioni naturalistiche iNaturalist (www.inaturalist.org).

Fase 2. Monitoraggio degli habitat

I siti selezionati, secondo i metodi descritti al par. 3.1.1, che al controllo sul campo non presentavano condizioni favorevoli alla vita del gambero sono stati esclusi da ulteriori indagini. In particolare, sono stati valutati non idonei ad ospitare popolazioni di *A. pallipes* (Veza et al. 2016; Rosewarne et al. 2017) i siti caratterizzati da: i) velocità della corrente elevata, con elevata turbolenza ed assenza di unità morfologiche a pozza e ripari; ii) alveo cementato e quindi monotono, caratterizzato dall'assenza di rifugi, importanti per ridurre il rischio di predazione e di cannibalismo dopo la muta (Ackefors 1996; Veza et al. 2016), e di strutture di ritenzione di detrito vegetale che costituisce la principale fonte alimentare di *A. pallipes* (Gherardi et al. 2001); iii) corpo idrico interessato da prolungati periodi di secca o di marcata riduzione dell'alveo bagnato (Veza et al. 2018). Sono inoltre stati esclusi i tratti non accessibili agli operatori in condizioni di sicurezza.

In ciascun sito di monitoraggio, che presentava caratteristiche compatibili alla vita del gambero, è stato selezionato un transetto di circa 100 m di lunghezza (georeferenziato con GPS portatile, Garmin Oregon 600), lungo il quale è stato effettuato il rilievo delle caratteristiche ambientali, elencate in dettaglio in Tabella 1, mediante utilizzo delle schede da campo per il rilievo degli habitat previste dal Piano di gestione. Per i corsi d'acqua sono inoltre state campionate le comunità di macroinvertebrati presenti al fine del calcolo dell'indice di qualità ecologica IBE (Indice Biotico Esteso, APAT IR-SA-CNR 2003), seguendo le modalità prescritte dal metodo (Ghetti 1997): raccogliendo con un retino immanicato Surber (apertura del retino 0,05 m², maglia 500 micron) cinque repliche per sito, con metodo proporzionale alla presenza di microhabitat presenti nel corso d'acqua. I campioni di macrobenthos sono stati raccolti in tutti i siti monitorati con l'eccezione di: 1) siti idrologicamente connessi e che presentano caratteristiche simili, dove il campione è stato raccolto in uno solo di questi; 2) ambienti difficilmente campionabili per lo scarso apporto idrico, la bassissima velocità della

Tab. 1 – Elenco dei parametri ambientali indagati per il monitoraggio degli habitat. / **Tab. 1** – List of the environmental parameters investigated for the habitat monitoring.

Tipologia parametri	Elenco parametri
CARATTERISTICHE GENERALI DEL SITO (transetto di circa 100 m selezionato per il monitoraggio)	Larghezza media dell'alveo (m)
	Perimetro lacuale (m)
	Profondità minima (cm)
	Profondità massima (cm)
	Ombreggiamento (%)
	Regime delle portate (naturale; deflusso minimo vitale)
USO DEL SUOLO NELL'AMBIENTE CIRCOSTANTE IL SITO DI MONITORAGGIO	Agricolo
	Urbano
	Foreste
	Prato
UNITÀ MORFOLOGICHE: composizione percentuale delle diverse unità morfologiche che caratterizzano i corsi d'acqua	Riffle (%)
	Run (%)
	Pool (%)
	Step-pool (%)
CARATTERISTICHE DEL SUBSTRATO: composizione percentuale delle diverse categorie granulometriche	Roccia
	Massi
	Ciottoli
	Ghiaia
	Sabbia
	Argilla-limo
	Sapropel
	Tronchi
	Rami
	Frammenti vegetali riconoscibili e fibrosi
Frammenti vegetali fibrosi e polposi	
DETRITO E MATERIALE VEGETALE: presenza/assenza di diverse categorie di materiale nel corpo idrico	Frammenti polposi
	Detrito anaerobico
	Materiale coesivo
CARATTERISTICHE DELLE SPONDE: presenza/assenza di diverse categorie di materiale che costituiscono le sponde	Materiale non coesivo
	Roccia
	Ciottoli/Massi
PRESENZA DI RIFUGI: presenza/assenza di elementi che possono svolgere la funzione di rifugio per i gamberi	Radici
	Canneto
	Sponda scalzata alla base
	Sponda costituita da muro a secco
VEGETAZIONE RIPARIA: tipo di vegetazione dominante e larghezza della fascia riparia sul perimetro lacustre, o sulla sponda destra e sinistra fluviale	Arborea
	Arbustiva
	Erbacea
VEGETAZIONE ACQUATICA: tipo di vegetazione dominante acquatica	Macrofite
	Muschi
MINACCE: presenza di elementi o comportamenti umani che possono influire negativamente sulle popolazioni di gambero	Canalizzazione/argini artificiali
	Traverse/dighe/interruzioni continuità longitudinale
	Evidenze di fonti d'inquinamento
	Segnalazioni di prelievi illegali di gamberi
	Zona balneare
	Presenza specie di gambero alloctono

Tab. 1 – Continua / Tab. 1 – Continued

Tipologia parametri	Elenco parametri
CARATTERISTICHE CHIMICO - FISICHE DELLE ACQUE: misurate con strumenti da campo (pHmetro, conduttimetro, ossimetro e turbidimetro WTW GmbH; correntometro Flow-probe)	Temperatura (°C)
	Conducibilità ($\mu\text{S cm}^{-1}$)
	O ₂ mg/L
	O ₂ % sat
	pH
	Torbidità (NTU)
	Velocità minima (m s^{-1})
	Velocità massima (m s^{-1})
	Velocità media (m s^{-1})

corrente e/o l'elevata quantità di sedimento fangoso, condizioni che non permettono di utilizzare il retino. I campioni sono stati fissati in campo con etanolo 70% e identificati successivamente, a livello di famiglia o di genere come previsto dal metodo IBE, in laboratorio con l'ausilio di uno stereomicroscopio.

Fase 3. Censimento delle popolazioni

Il censimento delle popolazioni, nei transetti di 100 m selezionati in occasione del rilievo habitat, è stato effettuato tra fine giugno e inizio ottobre, in orario serale-notturno mediante l'utilizzo di torce, in modo da osservare i gamberi in attività al di fuori dei loro rifugi, sia in laghi che in corsi d'acqua. Il gambero di fiume è infatti lucifugo, attivo prevalentemente nelle ore crepuscolari – notturne, mentre di giorno tende a rimanere nascosto nei rifugi (Barbaresi & Gherardi 2001; Gherardi 2001; AA. VV. 2014b; Veza et al. 2016). Nei siti di presenza della specie è stato effettuato il conteggio dei gamberi osservati lungo il transetto da parte di uno o più operatori allo scopo di valutare la consistenza delle popolazioni. Per ogni conteggio è stata registrata l'ora di inizio e fine censimento e il numero di operatori coinvolti al fine di calcolare l'abbondanza delle popolazioni, misurata come Catch Per Unit Effort (CPUE, AA. VV. 2014b, cfr. par. 3.2).

Fase 4. Campionamento delle popolazioni

Il campionamento delle popolazioni è stato svolto tra metà luglio e metà ottobre, ed ha previsto la cattura dei gamberi avvistati lungo gli stessi transetti selezionati per il rilievo degli habitat e il censimento. La cattura dei gamberi a mano o con un retino da pesca si è svolta di notte, periodo di massima contattabilità della specie (Barbaresi & Gherardi 2001; Gherardi 2001; AA. VV. 2014b; Veza et al. 2016), mediante l'utilizzo di torce. Per ciascun gambero catturato sono stati rilevati i dati utili a valutare la struttura delle popolazioni, ovvero sesso, peso e lunghezza del cefalotorace mediante l'utilizzo di un calibro digitale (accuratezza 0,02 mm) e di una bilancia elettronica (linearità $\pm 0,2$ g). A scopo puramente qualitativo e documentativo, sono inoltre stati rilevati dati relativi a: i) presenza di femmine mature, possibile solo nelle popolazioni campionate in periodo autunnale quando sono evidenti le ghiandole del bianco; ii) danni alle chele: assenza di una o di entrambe le chele o presenza di chele rigenerate; iii) presenza di ectoparassiti Branchiobdellidi visibili sul carapace. L'analisi della diffusione di patogeni si è basata sull'osservazione di eventuali sintomi: presenza di lesioni, di movimenti scoordinati, perdita di equilibrio, distacco degli arti quali sintomi di infezione dall'oomicete *Aphanomyces astaci* (Schikora 1903), agente eziologico della peste del gambero, e da colorazione bianca porcellanacea della parte ventrale dell'addome quale sintomo di infestazioni dei protozoi microsporidi *Astathelohania contejeani* (Henneguy 1892) e/o *Vairimorpha austropotamobii* (Pretto 2018).

Al termine di ogni monitoraggio l'attrezzatura è stata disinfettata con ipoclorito di sodio o lasciata asciugare all'aria per almeno 48 ore prima di essere riutilizzata in un nuovo sito, al fine di prevenire la diffusione di possibili patogeni tra i diversi ambienti indagati.

Analisi e archiviazione dei dati

L'abbondanza delle popolazioni (CPUE) è stata calcolata come: (numero di gamberi avvistati) / (numero operatori*tempo impiegato) ed espressa quindi come $\text{n}^{\circ}\text{min}^{-1}$. Il rapporto sessi è calcolato come numero totale di maschi su numero totale di femmine (M/F).

I dati di lunghezza del cefalotorace sono stati utilizzati per calcolare la struttura per classi di taglia da 5 mm di ciascuna popolazione, separatamente per i due sessi, al fine di valutare parametri demografici delle popolazioni (Grandjean et al. 1997; Scalici et al. 2008). La relazione tra la lunghezza del cefalotorace (CL, in mm) e il peso (P, in g) è stata calcolata in entrambi i sessi con un'analisi di regressione semplice espressa dall'equazione $P = a\text{CL}^b$; la significatività delle differenze tra le linee di regressione è stata valutata con un'analisi ANCOVA (Wang et al. 2011), utilizzando il software R (versione 4.2.1, R Core Team, 2022) per i seguenti confronti: i) maschi e femmine per tutte le popolazioni, ii) maschi e femmine per le popolazioni dei laghi, iii) maschi e femmine per le popolazioni dei corsi d'acqua, iv) laghi e torrenti per i maschi, v) laghi e torrenti per le femmine.

I dati relativi alla distribuzione delle popolazioni censite e al numero di individui osservati/censiti sono stati caricati sul portale "Trentino Living Atlas" (<https://tla.muse.it/>), dedicato all'archiviazione e condivisione di dati di specie rilevati nell'ambito di ricerche e monitoraggi svolte in Trentino con particolare riferimento a quelle d'interesse comunitario.

Risultati

Scelta dei siti e monitoraggio degli habitat

Complessivamente tra il 2019 e il 2021 sono stati visitati 224 siti (Tab. 2), 26 dei quali situati all'interno della Rete Natura 2000 in Zone Speciali di Conservazione (ZSC) e/o Zone di Protezione Speciale (ZPS). Dei 224 siti osservati, 79 sono risultati non idonei ad ospitare popolazioni di gambero per via di una o più delle seguenti condizioni: velocità della corrente elevata, con elevata turbolenza ed assenza di unità morfologiche a pozza e ripari; presenza di alveo cementato e monotono, caratterizzato dall'assenza di rifugi e di strutture di ritenzione di detrito vegetale; periodi di secca prolungati; 145 siti presentavano invece caratteristiche morfologiche favorevoli alla vita di *A. pallipes* (Tab. 2; Fig. 1) e sono stati quindi sottoposti al rilievo degli habitat.

I corsi d'acqua indagati presentavano larghezza variabile tra 0,5 e 5,5 m ed erano caratterizzati da unità morfologiche a pozza e/o da ridotta velocità della corrente con profondità massime comprese tra 5 e 100 cm. Il substrato era eterogeneo, formato da massi, ciottoli, ghiaia e sabbia con presenza di materiale vegetale, tronchi e rami depositati in alveo. Le sponde, naturali, erano formate da roccia, materiale coesivo o non coesivo, in alcuni casi scalzate alla base e con presenza di radici sporgenti in alveo. In gran parte dei corsi d'acqua erano presenti muschi mentre la proliferazione di macrofite acquatiche è stata osservata in canali a lento

Tab. 2 – Elenco dei siti indagati con indicazione di: bacino idrografico di appartenenza, quota, idoneità dell'habitat per *A. pallipes* (Ni = non idoneo; I = idoneo), presenza di specie di gambero, stato di conservazione delle popolazioni di *A. pallipes* rilevate (VU = Vulnerabile; EN = a rischio; NR = non a rischio; DD = carenza di dati. Minacce: HA = alterazione habitat; I = inquinamento; BD = popolazione a bassa densità. NA: non applicabile). L'ID sito corrisponde a quello riportato nel WebGis Trentino Living Atlas (<https://tla.muse.it/>). Con * sono indicati i siti per i quali è stata segnalata la presenza di *A. pallipes* ma che non sono stati monitorati nel corso della presente ricerca. /

Tab. 2 – Details of the monitored sites details: watershed, elevation, habitat suitability for *A. pallipes* (Ni = not suitable; I = suitable), presence of crayfish species, conservation status of *A. pallipes* populations monitored (VU = Vulnerable; EN = endangered; NR = not endangered; DD = lack of data. Threats: HA = habitat alteration; I = pollution; BD = population with low abundance. N.A.: not applicable). The ID sites are the same used in the WebGis Trentino Living Atlas (<https://tla.muse.it/>). * = sites where presence of *A. pallipes* is reported but not monitored in this study.

Bacino idrografico	Corpo idrico	ID Sito	Quota	Idoneità habitat	Specie	Stato di conservazione	Minacce
Adige	Fosso Maestro	180	642	I			
Adige	Laghetto di Garniga	231	802	I			
Adige	Lago di Cei	32	918	I	<i>A. pallipes</i>	NR	
Adige	Lago di Lamar	25	711	I	<i>A. pallipes</i>	VU	BD
Adige	Lago di Terlago	178	418	I			
Adige	Lago Santo di Lamar	26	712	I	<i>A. pallipes</i>	VU	BD
Adige	Rio Agoste	131	824	Ni			
Adige	Rio Carpenedi	93	382	I	<i>A. pallipes</i>	NR	
Adige	Rio dei gamberi	177	641	Ni			
Adige	Rio Vallalta	23	671	I	<i>A. pallipes</i>	NR	
Adige	Rio Valmagna	229	817	Ni			
Adige	Rio Valsorda	28	330	I	<i>A. pallipes</i>	VU	BD
Adige	Roggia di Gardolo	24	325	I	<i>A. pallipes</i>	NR	
Adige	Roggia Gol	29	719	I	<i>A. pallipes</i>	VU	HA
Adige	Roggia Gol	30	802	I	<i>A. pallipes</i>		
Adige	Torrente Arione	31	888	I	<i>A. pallipes</i>	NR	
Adige	Tributario Roggia Gol	102	828	Ni			
Avisio	Fosso di Milon*	6	857	I	<i>A. pallipes</i>	VU	BD
Avisio	Fosso Lagabrun	98	1124	I			
Avisio	Lago Santo di Cembra	5	1199	I	<i>A. pallipes</i>	NR	
Avisio	Rio Antermont	118	1500	Ni			
Avisio	Rio Ciamol (Rio di Grepa)	115	1390	Ni			
Avisio	Rio Costalunga	105	1224	Ni			
Avisio	Rio de Chiesa	111	1301	I			
Avisio	Rio de Pociole	109	1280	Ni			
Avisio	Rio de Poza	108	1390	Ni			
Avisio	Rio de Vanc	106	1312	Ni			
Avisio	Rio dei Molini	103	822	I			
Avisio	Rio di Albiano	171	761	I			
Avisio	Rio di Valle	110	1411	Ni			
Avisio	Rio Duron	116	1564	I			
Avisio	Rio Favorine	99	1004	I			
Avisio	Rio Favorine	100	938	I			
Avisio	Rio Gries	117	1450	Ni			
Avisio	Rio Ischiele	3	722	I	<i>A. pallipes</i>	NR	
Avisio	Rio Ischiele	4	763	I	<i>A. pallipes</i>	NR	
Avisio	Rio Mercar	97	1099	I			
Avisio	Rio Rizzol	172	634	Ni			
Avisio	Rio Ruat	104	1031	I			
Avisio	Rio Scorzai	96	813	I			

Tab. 2 – Continua / Tab. 2 – Continued

Bacino idrografico	Corpo idrico	ID Sito	Quota	Idoneità habitat	Specie	Stato di conservazione	Minacce
Avisio	Rio Soal	112	1332	Ni			
Avisio	Rio Udai	113	1395	Ni			
Avisio	Rio Val di Dona	114	1370	I			
Avisio	Rio Valboneta	107	1399	Ni			
Avisio	Rivo dei Pezzi	101	1195	I			
Avisio	Tributario Rio Gian	95	809	I			
Brenta	Canale di uscita piscicoltura	140	394	I			
Brenta	Canali Biotopo Fontanazzo	132	259	I			
Brenta	Canali Laghetti di Bellasio	130	250	I			
Brenta	Fiume Brenta	133	259	I			
Brenta	Fiume Brenta	134	259	I			
Brenta	Fiume Brenta	135	260	Ni			
Brenta	Fiume Brenta	141	384	I			
Brenta	Fosso Pergine	16	458	I	<i>A. pallipes</i>	VU	HA, I
Brenta	Lago di Caldonazzo	149	448	I	<i>F. limosus</i>		
Brenta	Lago di Levico	150	447	I	<i>F. limosus</i>		
Brenta	Lago di Pradellano	137	843	I			
Brenta	Rio Ensegua	15	528	I	<i>A. pallipes</i>	VU	BD, I
Brenta	Rio Ensegua	138	397	Ni			
Brenta	Rio Ensegua	139	373	Ni			
Brenta	Rio Governana	123	787	Ni			
Brenta	Rio Laghetto	124	228	I			
Brenta	Rio Laghetto	125	228	I			
Brenta	Rio Laguna	13	280	I	<i>A. pallipes</i>	EN	HA
Brenta	Rio Mandola	148	618	Ni			
Brenta	Rio Resenzuola	126	232	I			
Brenta	Rio Resenzuola	127	235	I			
Brenta	Rio Resenzuola	128	235	Ni			
Brenta	Rio S Giuliana	144	397	Ni			
Brenta	Rio Solcena	12	823	I	<i>A. pallipes</i>	VU	HA, I
Brenta	Rio Trambario	147	678	I			
Brenta	Rio Vena	145	424	I			
Brenta	Rio Vignola	151	440	Ni			
Brenta	Torrente Chiavona	142	423	I			
Brenta	Torrente Chieppena	14	619	I	<i>A. pallipes</i>	VU	BD
Brenta	Torrente Grigno	122	1054	I			
Brenta	Torrente Larganza	143	401	I			
Brenta	Torrente Maso Calamento	168	1273	I			
Brenta	Tributario Rio Solcena	136	840	I			
Chiese	Emissario Lago Roncone	146	804	Ni			
Chiese	Fiume Chiese	201	681	Ni			
Chiese	Fossa di Rio Morbio	209	368	I			
Chiese	Immissario Lago Roncone	198	800	I			
Chiese	Lago Ampola	57	750	I	<i>A. pallipes</i>		
Chiese	Lago di Roncone	199	810	I			
Chiese	Rio Bondone	210	367	I			

Tab. 2 – Continua / Tab. 2 – Continued

Bacino idrografico	Corpo idrico	ID Sito	Quota	Idoneità habitat	Specie	Stato di conservazione	Minacce
Chiese	Rio Cadanin	203	814	Ni			
Chiese	Rio di Cimego	42	1156	I	<i>A. pallipes</i>	NR	
Chiese	Rio Pantani	200	673	I			
Chiese	Rio Pasten	204	869	Ni			
Chiese	Rio Pra Maggiore	205	879	I			
Chiese	Rio Pracul	41	917	I	<i>A. pallipes</i>	NR	
Chiese	Rio Pracul	207	917	I			
Chiese	Rio Val Bona	206	919	I			
Chiese	Rio Valnoera	202	807	Ni			
Chiese	Rio Visi	215	729	I			
Chiese	Roggia Pole	208	432	I			
Chiese	Torrente Filos	39	660	I	<i>A. pallipes</i>	NR	
Chiese	Torrente Palvico	211	600	I			
Chiese	Tributario Fiume Chiese	40	734	Ni	<i>A. pallipes</i>	NA	
Chiese Palvico	Rio Bragone	212	693	Ni			
Chiese Palvico	Rio D'ovri	216	744	I			
Chiese Palvico	Rio Sanotta	214	725	I			
Chiese Palvico	Torrente Palvico	213	707	I			
Cismon	Lago Welsperg	7	1019	I	<i>A. pallipes</i>	VU	
Cismon	Palu Grant	9	1009	I	<i>A. pallipes</i>	VU	BD
Cismon	Rio Brentela	8	1009	I	<i>A. pallipes</i>	VU	BD
Cismon	Rio Ric Maor	119	715	Ni			
Cismon	Rio Ric Maor	120	788	I			
Cismon	Rio Val di Castel	121	689	Ni			
Cismon	Rio Val Roncogna	10	667	I	<i>A. pallipes</i>	NR	
Cismon	Tributario Rio Brentela	129	1012	I			
Cismon	Tributario Rio Val Roncogna	11	669	I	<i>A. pallipes</i>	NR	
Fersina	Emissario Lago di Valle	19	573	I	<i>A. pallipes</i>	NR	
Fersina	Laghetto di Canezza	165	583	I			
Fersina	Lago Costa	154	478	I	<i>F. limosus</i>		
Fersina	Lago di Canzolino	155	537	I	<i>F. limosus</i>		
Fersina	Lago di Lases	170	636	I			
Fersina	Lago di Madrano	156	550	I	<i>F. limosus</i>		
Fersina	Lago di Santa Colomba	176	924	I			
Fersina	Lago di Valle	20	573	I	<i>A. pallipes</i>	NR	
Fersina	Lago Restel	18	878	I	<i>A. pallipes</i>	NR	
Fersina	Rio Carpene	159	854	I			
Fersina	Rio di Lases	169	651	I			
Fersina	Rio Farinella	22	534	I	<i>A. pallipes</i>	NR	
Fersina	Rio Minghet	164	740	Ni			
Fersina	Rio Negro	17	511	I	<i>A. pallipes</i>	VU	BD, HA
Fersina	Rio Negro	157	748	I			
Fersina	Rio Negro	175	934	I			
Fersina	Rio Rigolor	166	897	I			
Fersina	Rio Santa Colomba	21	720	I	<i>A. pallipes</i>	NR	
Fersina	Rio Val dei Fovi	160	574	Ni			

Tab. 2 – Continua / Tab. 2 – Continued

Bacino idrografico	Corpo idrico	ID Sito	Quota	Idoneità habitat	Specie	Stato di conservazione	Minacce
Fersina	Rio Val dei Fovi	161	709	Ni			
Fersina	Rio Val del Ponte	163	709	Ni			
Fersina	Rio Val Guarda	153	478	I	<i>F. limosus</i>		
Fersina	Torrente Fersina	167	718	I			
Fersina	Tributario Rio Carpene	158	866	I			
Noce	Laghetti di San Leonardo	48	1265	I			
Noce	Laghetti di San Leonardo	49	1262	I			
Noce	Laghetti di San Leonardo	50	1259	I			
Noce	Laghetti di San Leonardo	51	1255	I			
Noce	Laghetto di Mezzocorona	94	251	I			
Noce	Rio Cavizzana	90	751	Ni			
Noce	Rio Cavizzana	91	574	Ni			
Noce	Rio Corda (Castello)	60	929	Ni			
Noce	Rio Cortina	54	1178	Ni			
Noce	Rio dei Cavai	72	801	Ni			
Noce	Rio di Piano	64	926	Ni			
Noce	Rio di San Vigilio	70	1093	Ni			
Noce	Rio Foce di Val Piana	55	955	Ni			
Noce	Rio Foce di Val Piana	56	1276	Ni			
Noce	Rio Foce di Valle Fazzon	58	950	Ni			
Noce	Rio Fraviano	53	1219	Ni			
Noce	Rio Maldrazzo	65	845	Ni			
Noce	Rio Menado	69	847	Ni			
Noce	Rio Mulini	77	747	Ni			
Noce	Rio Mulini	78	709	I			
Noce	Rio Pizzano	52	1203	Ni			
Noce	Rio Pozze	61	903	Ni			
Noce	Rio Ritento	89	646	Ni			
Noce	Rio Rotian	66	971	Ni			
Noce	Rio Rovini	71	1077	Ni			
Noce	Rio San Giovanni	87	760	Ni			
Noce	Rio San Leonardo	47	1041	Ni			
Noce	Rio Val Maora	79	1047	Ni			
Noce	Rio Val Panciana	63	957	I			
Noce	Rio Val Plaucesa	74	730	Ni			
Noce	Rio Val Plaucesa	75	728	I			
Noce	Rio Valar di Terzolas	85	726	I			
Noce	Torrente Meledrio	67	943	Ni			
Noce	Torrente Meledrio	68	778	Ni			
Noce	Torrente Noce*	2	381	I	<i>A. pallipes</i>	EN	HA
Noce	Torrente Vermigliana	43	1792	Ni			
Noce	Torrente Vermigliana	44	1366	Ni			
Noce	Torrente Vermigliana	46	1258	Ni			
Noce	Tributario Torrente Noce	59	977	Ni			
Noce	Tributario Torrente Noce	62	937	Ni			
Noce	Tributario Torrente Noce	76	720	I			

Tab. 2 – Continua / Tab. 2 – Continued

Bacino idrografico	Corpo idrico	ID Sito	Quota	Idoneità habitat	Specie	Stato di conservazione	Minacce
Noce	Tributario Torrente Noce	80	1021	Ni			
Noce	Tributario Torrente Noce	81	937	Ni			
Noce	Tributario Torrente Noce	82	937	Ni			
Noce	Tributario Torrente Noce	83	883	Ni			
Noce	Tributario Torrente Noce	84	697	I			
Noce	Tributario Torrente Noce	86	725	Ni			
Noce	Tributario Torrente Noce	88	661	Ni			
Noce	Tributario Torrente Noce	92	287	Ni			
Noce	Tributario Rio Val Plaucesa	73	790	Ni			
Noce	Tributario Torrente Noce	1	701	I	<i>A. pallipes</i>	EN	HA
Noce	Tributario Torr. Vermigliana	45	1383	I			
Sarca	Lago di Tenno	222	567	I			
Sarca	Lago di Tenno	223	570	I			
Sarca	Lago Lagolo	182	937	I	<i>P. clarkii</i>		
Sarca	Rio Andogno	37	495	I	<i>A. pallipes</i>	VU	HA
Sarca	Rio Bordellino	34	240	I	<i>A. pallipes</i>	NR	
Sarca	Rio dei Gacc	196	545	I			
Sarca	Rio di Seo e Premione	189	697	I			
Sarca	Rio di Tavodo	187	612	I			
Sarca	Rio Folon di Zuclo	38	530	I	<i>A. pallipes</i>	EN	HA
Sarca	Rio Fraveggio	181	527	I			
Sarca	Rio Laurel	221	432	Ni			
Sarca	Rio Pill	191	700	I			
Sarca	Rio Poia	190	539	I			
Sarca	Rio presso terme di Comano	188	434	I			
Sarca	Rio Sallagoni	226	122	Ni			
Sarca	Rio Sallagoni	227	159	I			
Sarca	Rio San Lorenzo	185	529	I			
Sarca	Rio Secco	224	573	I			
Sarca	Rio Squero	197	541	I			
Sarca	Rio Val D'Algone	193	748	I			
Sarca	Rio Val D'Algone	194	934	Ni			
Sarca	Rio Val D'Algone	195	1093	I			
Sarca	Rio Valbusa	184	267	I			
Sarca	Roggia Calavino	183	254	I			
Sarca	Roggia Grande	27	468	I	<i>A. pallipes</i>	EN	BD, HA
Sarca	Troticoltura Basso Sarca	36	523	I	<i>A. pallipes</i>	VU	BD
Sarca	Torrente Albola	220	126	Ni			
Sarca	Torrente Ambiez	186	495	I			
Sarca	Torrente Assat di Concei	219	949	I			
Sarca	Torrente Dal	35	518	I	<i>A. pallipes</i>	VU	BD
Sarca	Torrente Dal	225	518	I			
Sarca	Torrente Sacher	218	816	I			
Sarca	Tributario Rio Pill	192	812	I			
Sarca Ponale	Torrente Massangla	217	970	I			
Sarca Ponale	Torrente Ponale	33	254	I	<i>A. pallipes</i>	NR	

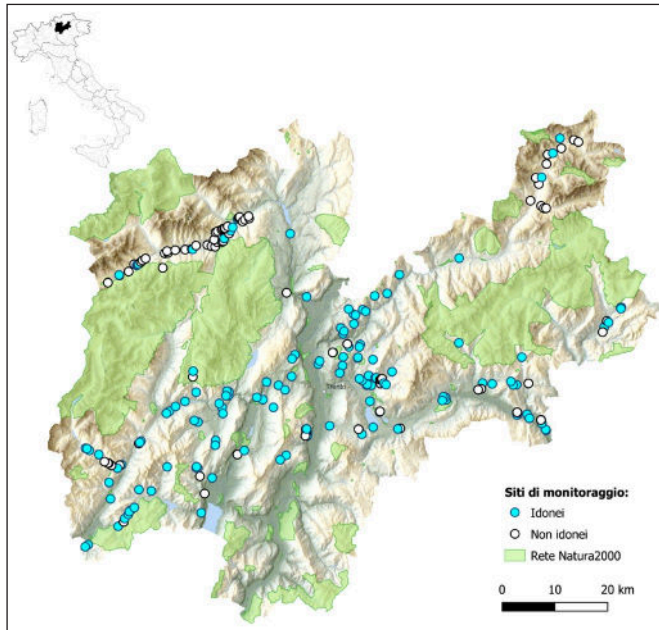


Fig. 1 – Distribuzione dei siti monitorati nel periodo 2019-2022 con distinzione tra siti risultati idonei e non idonei. / Fig. 1 – Distribution of the suitable and unsuitable sites monitored between 2019 and 2022.

scorrimento, laghi e zone umide. I laghi, di dimensione variabile, avevano perimetro compreso approssimativamente tra 130 m e 3 km. Per quanto riguarda i parametri chimico-fisici delle acque dei siti ritenuti idonei (Fig. 2), nella maggior parte dei siti sono stati rilevati valori di saturazione in ossigeno superiore al 60% e pH compreso tra 6 e 9. Solo quattro siti presentavano saturazione in ossigeno inferiore al 60% (due dei quali con presenza *A. pallipes*: il Lago d’Ampola con saturazione di ossigeno del 37.6% e un tributario del torrente Noce con 58.32 O₂%), mentre altri quattro siti presentavano pH di 1-2 punti superiore a 9 (in cui *A. pallipes* non era presente). Le temperature si discostano dal range estivo ottimale per la specie (15-18°C) nel 73% dei siti, con valori inferiori, anche fino a 8°C nel mese di luglio, in corsi d’acqua d’alta quota o di risorgiva, e con valori superiori, anche fino a 25°C, in laghi e rii a lento scorrimento. La torbidità è risultata molto bassa e così anche la velocità media.

Sono stati raccolti e analizzati in tutto 82 campioni di benthos. L’indice IBE (Fig. 3) ha indicato un buono stato ecologico nella maggior parte dei siti osservati con classi di qualità comprese tra I (corrispondente a “ambiente non inquinato o non alterato in modo sensibile”) e II (“ambiente con moderati sintomi di alterazione”) rilevate nel 69% dei casi mentre il 23% dei siti osservati presentava sintomi di alterazione (classi di qualità III e III-II) e soltanto l’8% è risultato molto alterato (classe IV e V). Gli ambienti caratterizzati dalla presenza di *A. pallipes* presentavano prevalentemente un buono stato ecologico (classi da I a II, rilevata nel 63% dei siti di presenza)

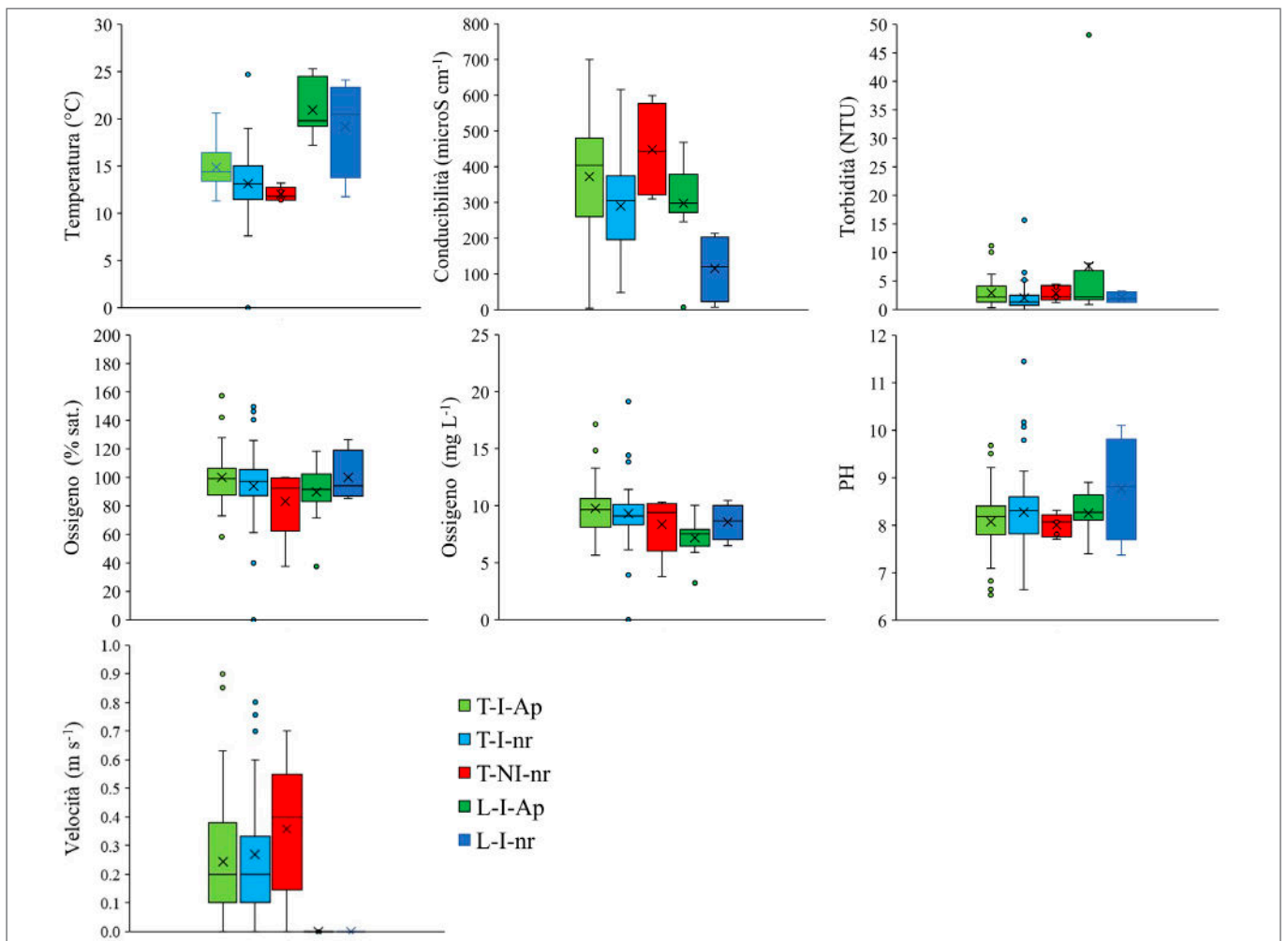


Fig. 2 – Box plots (mediana, media, 25-75% interquartile, range minimo-massimo, outliers) delle variabili fisico chimiche misurate nel 2019-2022. T = siti di acque correnti (torrenti, rii, rogge, ecc.); L = siti di ambienti lentici (laghi, stagni, ecc.); I = siti idonei; NI = siti non idonei; A. p. = *A. pallipes* presente; nr = *A. pallipes* non presente. / Fig. 2 – Box plots (median, mean, 25-75% interquartile, minimum-maximum range, outliers) of the physical-chemical variables measured in 2019-2022. T = streams, canals, ditches; L = lakes, ponds; I = suitable sites; NI = unsuitable sites; A.p. = *A. pallipes* present; nr = *A. pallipes* not present.

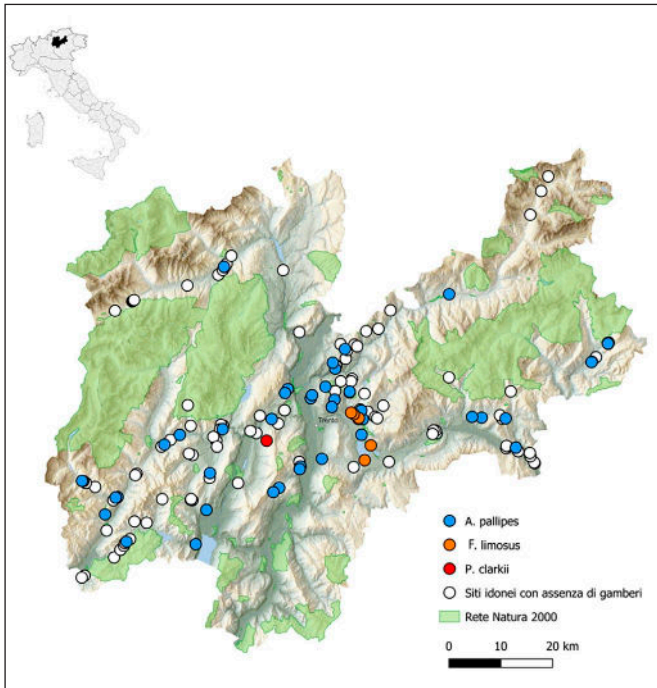


Fig. 3 – Numeri di siti per ciascuna classe di qualità ecologica (indice IBE) rilevata nei corsi d'acqua. Il numero di siti di ogni classe in cui è stata effettivamente rilevata la presenza di *A. pallipes* è indicato in grassetto. / **Fig. 3** – Number of monitored sites for each ecological quality class (EBI index) calculated for streams. The number of sites in each class where *A. pallipes* was actually detected is indicated in bold.

o leggera alterazione (classe III-II e III, rilevata nel 25% dei siti di presenza) mentre soltanto una piccola parte sono risultati molto alterati (classi IV e V rilevate nel 12% dei siti di presenza).

Rilievo presenza/assenza e censimento delle popolazioni

La presenza di *A. pallipes* in Trentino è stata rilevata in 42 siti distribuiti su 41 corpi idrici (Fig. 4), sei dei quali entro la Rete Natura 2000 (uno dei tributari del Torrente Noce (sito 1), il Lago di Lamar, il Lago Santo di Lamar, il Lago di Cei, il Torrente Arione e il Lago d'Ampola), mentre la specie è risultata assente in 95 siti.

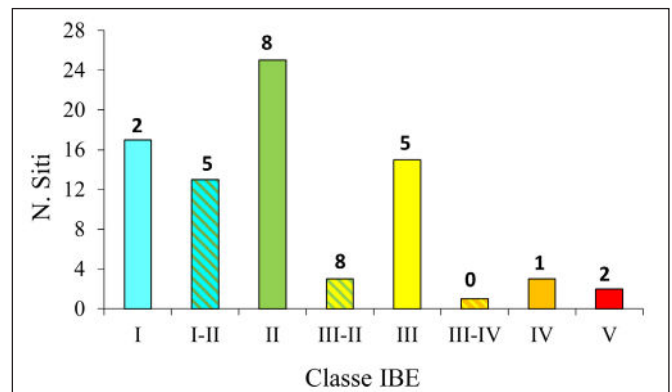


Fig. 4 – Distribuzione dei siti con presenza di specie di gambero (*A. pallipes*, *F. limosus*, *P. clarkii*) e dei siti potenzialmente idonei alla presenza di *A. pallipes*. / **Fig. 4** – Distribution of sites where crayfish species (*A. pallipes*, *F. limosus*, *P. clarkii*) are present, and of potentially suitable sites for *A. pallipes*.

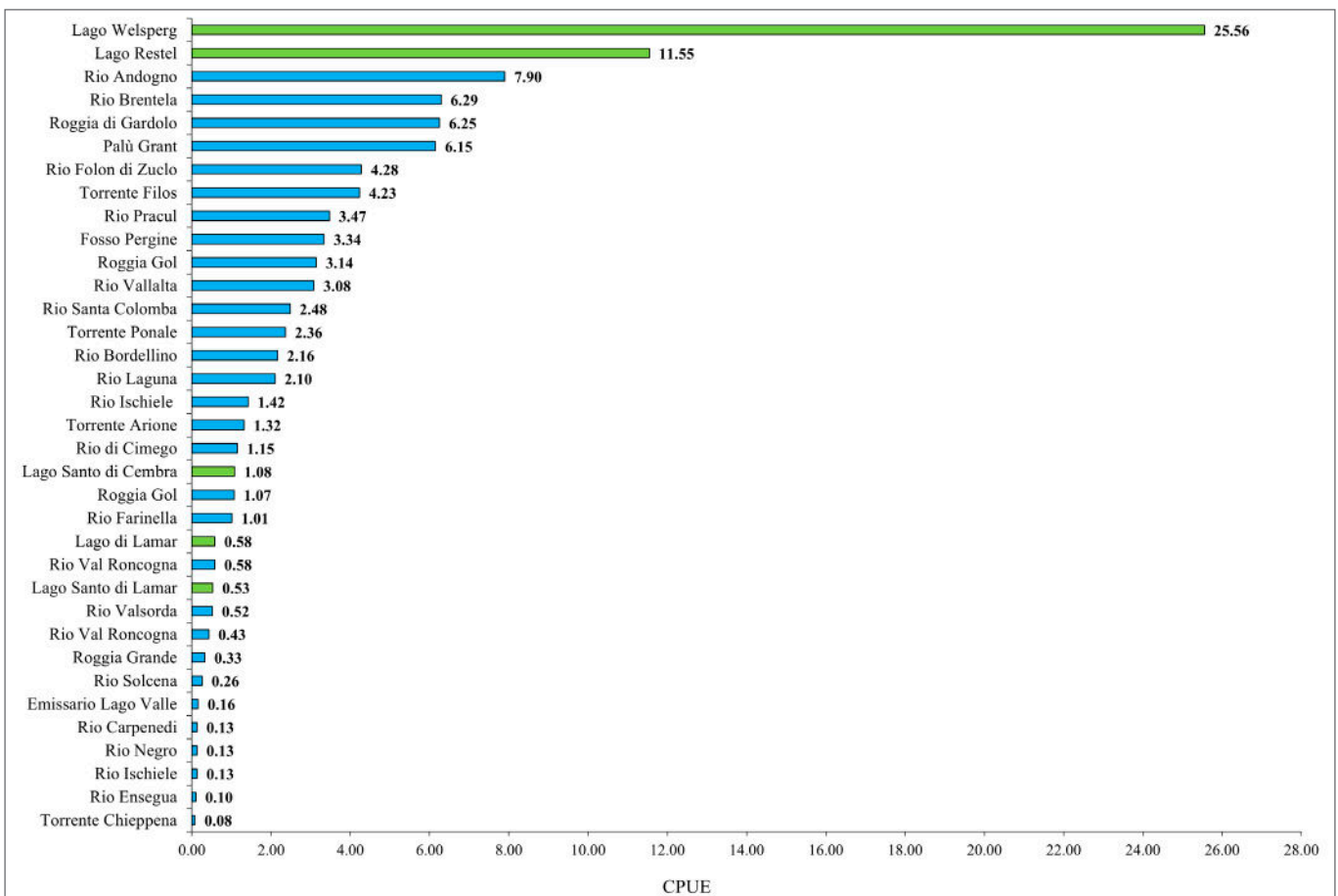


Fig. 5 – Abbondanza (Catch per Unit Effort - CPUE) delle popolazioni di *A. pallipes* censite tra il 2019 e il 2021. Laghi e corsi d'acqua indicati rispettivamente in verde e azzurro. / **Fig. 5** – Abundance (Catch per Unit Effort - CPUE) of *A. pallipes* populations monitored between 2019 and 2021. Lakes and running water shown in green and blue, respectively.

Tutte le popolazioni rilevate sono state censite almeno una volta nel triennio; per quattro siti è stato possibile rilevare il solo dato di presenza in quanto le condizioni ambientali non hanno permesso di effettuare un conteggio degli animali utile a ottenere una stima dell'abbondanza attendibile.

I monitoraggi hanno permesso di individuare 17 nuovi siti di presenza di *A. pallipes* rispetto ai dati pregressi (Bruno et al. 2017): due nel bacino del Fiume Adige (Rio Vallalta e Roggia Gol), uno nel bacino del Fiume Noce (tributario del Torrente Noce, sito 1), uno nel Bacino del Torrente Avisio (Rio Ischiele), due nel bacino del Torrente Fersina (Lago di Valle e suo emissario), quattro nel bacino del Fiume Brenta (Rio Solcena, Torrente Chieppena, Rio Ensegua e il fosso presso Pergine Valsugana), quattro nel Bacino del Torrente Cismon (Rio Brentela, Zona umida Palù Grant, Rio Val Roncogna e suo tributario), uno nel bacino del Fiume Sarca (Rio Bordellino), tre nel bacino del Fiume Chiese (Torrente Filos, Rio Pracul e Rio di Cimego). La presenza di *A. pallipes* non è invece stata confermata per tre siti in cui il gambero era stato precedentemente segnalato: un rio presso Maso Milano nel bacino del Torrente Noce (sito 92), risultato in secca nel corso dei monitoraggi 2021, un rio presso Rango in Valle del Sarca (sito 197) e nel Fiume Chiese a valle della diga Ponte Morandin (sito 201). Estinzioni recenti di popolazioni di *A. pallipes* si sono verificate in quattro siti di acque correnti (Rio Laghetto, Roggia Pole, Fosso di Rio Morbio e Roggia di Terlago) e due in ambiente lacustre (Laghetto di Mezzocorona e Lago Costa).

Nel corso delle indagini è stata confermata la presenza di due specie aliene invasive di origine nordamericana: *Faxonius limosus* (Rafinesque 1817) (gambero americano) e *Procambarus clarkii* (Girard 1852) (gambero della Louisiana o gambero killer) nei laghi di Canzolino, Madrano, Levico e Caldonazzo la prima, e nel Lago di Lagolo la seconda; sono stati inoltre rilevati due nuovi siti di presenza del gambero americano nel Lago Costa e nel suo emissario, il Rio Valguarda, entrambi inclusi nella Rete Natura 2000 (Fig. 4).

L'abbondanza delle popolazioni di *A. pallipes*, espressa come CPUE e rilevata per 35 popolazioni (Fig. 5), appare abbastanza differenziata. Le popolazioni più abbondanti sono quelle del bacino del Torrente Cismon per le quali la CPUE varia da 25,56 (Lago Welsperg) a 6,15 (Palù Grant), di un sito nel bacino del Torrente Fersina (CPUE=11,55, Lago Restel), uno nel bacino del Fiume Sarca (CPUE=7,90, Rio Andogno) e uno nel bacino del Fiume Adige (CPUE=6,25, Roggia di Gardolo). Valori intermedi di CPUE, compresi tra 1 e 4, sono stati rilevati nel 43% dei casi mentre CPUE bassa, tra 0 e 1 è stata registrata nel 45% dei rilievi effettuati. Valori estremamente bassi di abbondanza, con CPUE inferiori a 0,1 sono stati rilevati solo nel Torrente Chieppena.

Campionamenti delle popolazioni e valutazione dello stato di conservazione

I rilievi morfometrici di 28 popolazioni sono stati effettuati su un totale di 2325 gamberi (1030 maschi e 1212 femmine) (Tab. 3). Le differenze nelle curve di crescita tra i sessi sono significative (ANCOVA, $p < 0,05$), con i maschi in media circa 2 gr più pesanti delle femmine su tutte le popolazioni, (2,3 grammi più pesanti in acque correnti e 0,7 grammi in laghi); confrontando la crescita nei diversi habitat, sia i maschi che le femmine sono significativamente più pesanti nelle popolazioni di acque correnti che nei laghi (di circa 2,3 e 0,8 grammi rispettivamente).

Il rapporto sessi nel corso del triennio è risultato minore o pari a 0,5 nell'11% dei casi (Lago Santo di Cembra, Rio Negro e Rio di Cimego, Tabella 3), mentre un ulteriore 67,9% delle popolazioni osservate presenta un rapporto sessi a favore delle femmine con valori compresi tra 0,54 e 0,99. Solo la popolazione del Rio Pracul è in una condizione di equilibrio 1M:1F, il rimanente 17,9% risulta avere un rapporto sessi sbilanciato a favore dei maschi (Rio Ischiele, Rio Val Roncogna e suo tributario, Rio Solcena, e fosso Pergine) con valori di *sex ratio* compresi tra 1,09 e 2,17. Il rapporto sessi in media è più basso nei laghi (0,62) che nei corsi d'acqua (0,96).

L'81% delle popolazioni presenta da 6 a 10 classi di taglia mentre soltanto le popolazioni del Lago di Lamar e del Rio di Cimego presentano valori inferiori (rispettivamente 4 e 5 classi di taglia); in tre siti (Rio Solcena, Lago Santo di Lamar, Roggia Grande) le classi di taglia sono risultate inferiori a 6 per via del basso numero di individui catturati (Tab. 4).

Non sono state osservate evidenze di individui infetti da peste del gambero nelle popolazioni indagate. Tuttavia, analisi molecolari in corso (Bruno et al. in prep.) indicano positività con ceppi a bassa virulenza in cinque popolazioni di *A. pallipes*, oltre che per due popolazioni delle specie aliene invasive *Faxonius limosus* e *Procambarus clarkii*, presenti rispettivamente nel Lago di Madrano e nel Lago di Lagolo. Animali affetti da malattia della porcellana sono stati osservati in sei siti di campionamento con un'incidenza percentuale all'interno della popolazione del 0,8-6,5% per cinque siti, mentre un sito presentava l'incidenza più elevata pari al 25,9%. La presenza di Branchiobdellidi ectosimbionti evidenti sul carapace dei gamberi è stata osservata in 12 popolazioni (Tab. 3).

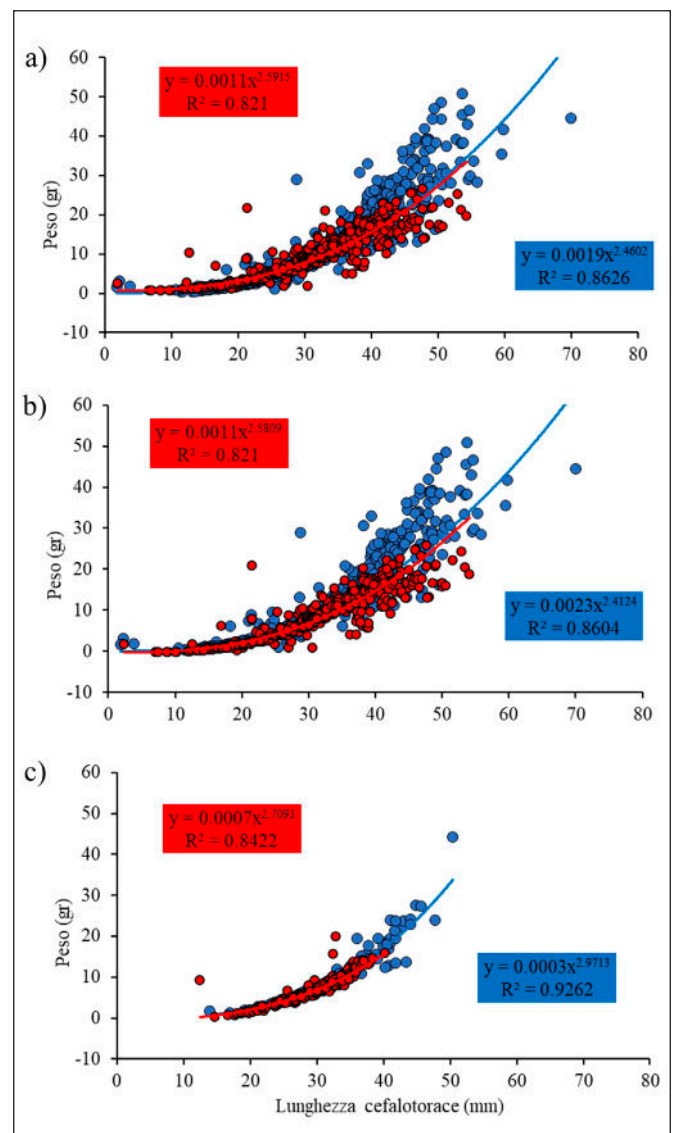


Fig. 6 – Analisi di regressione del peso (individui con chela perse, rigenerate o danneggiate non sono stati considerati nelle analisi) rispetto alla lunghezza totale del cefalotorace di *A. pallipes*. a) tutte le popolazioni; b) popolazioni di ambiente lacustre; c) popolazioni di acque correnti. Rosso = femmine; blu = maschi. / **Fig. 6** – Regression analysis of weight- total cephalic length in *A. pallipes* (individuals with missing claws were removed from the analysis). A) all monitored populations; b) populations sampled in lakes; c) populations sampled in running waters. Red = females; blue = males.

Tab. 3 – Dati rilevati nel corso dei campionamenti delle popolazioni di *A. pallipes* in laghi (L) e corsi d'acqua (T): numero totale di gamberi catturati, distinto per maschi (M) e femmine (F); rapporto sessi (M/F); valori medi di lunghezza del cefalotorace e di peso (esclusi individui con chele mancanti o rigenerate) rilevati per maschi (M) e femmine (F) e rapporto del valore per M/F; percentuale di femmine mature (n.r. = parametro non rilevato); percentuale di individui con chele perse o rigenerate; presenza di individui con evidenti segni di infestazione di microsporidi *Astathelohania contejeani* e/o *Vairimorpha austropotamobii* (M), e/o con *Branchiobdellidae* (B) sulla superficie del carapace. La denominazione del corpo idrico associato all'ID è riportata in Tabella 2. / **Tab. 3** – Populations data detected in lakes (L) and running waters (T): total number of crayfish caught, number of males (M) and females (F); sex ratio; mean of cephalic length and weight (individuals with missed or regenerated chela were removed from the analysis) for males (M) and females (F) and M/F ratio of the value; percentage of fertile females (n.r. = parameter not assessed); individuals with missed or regenerated chela; presence of individuals affected by microsporidiosis caused by *Astathelohania contejeani* and/or *Vairimorpha austropotamobi* (M), and/or with *Branchiobdellidae* attached on the carapace surface (B). Waterbodies identified by ID, for full name, see Table 2.

ID sito	Tipologia	Data	Numero di gamberi catturati			Sex ratio M/F	Lunghezza media cefalotorace (mm)			Peso medio (g)			Femmine mature (%)	Chele perse o rigenerate N (%)	Gamberi con microsporidiosi (M) e/o Branchiobdellidae (B)
			Totale	M	F		M	F	M/F	M	F	M/F			
1	T	21/09/2021	39	19	20	1,0	30,76	30,71	1,0	9,68	8,41	1,2	50,00	13 (33,3)	B
3	T	01/10/2021	6	4	2	2,0	35,57	36,24	1,0	14,57	14,17	1,0	100,00	0	
4	T	08/09/2020	236	117	119	1,0	31,01	29,54	1,0	9,95	7,63	1,3	60,00	79 (33,5)	M, B
5	L	01/06/2020	46	13	33	0,4	34,66	32,50	1,1	10,82	9,82	1,1	n.r.	9 (19,6)	M
7	L	07/06/2021	221	103	118	0,9	32,49	30,11	1,1	10,03	8,13	1,2	n.r.	23 (10,4)	M, B
8	T	07/07/2021	103	50	53	0,9	26,79	25,25	1,1	7,22	6,03	1,2	n.r.	20 (19,4)	B
10	T	05/07/2021	19	13	6	2,2	32,00	30,50	1,0	8,36	8,73	1,0	n.r.	5 (26,3)	B
11	T	05/07/2021	20	12	8	1,5	31,79	28,32	1,1	9,23	7,02	1,3	n.r.	5 (25)	B
12	T	12/10/2021	12	8	4	2,0	37,84	26,94	1,4	10,80	5,00	2,2	n.r.	5 (41,7)	B
14	T	28/08/2019	17	6	11	0,5	42,41	37,17	1,1	20,68	12,66	1,6	n.r.	2 (11,8)	
16	T	09/07/2021	90	47	43	1,1	26,44	24,80	1,1	9,02	4,85	1,9	n.r.	19 (21,1)	B
17	T	08/09/2021	1	0	1	0,0		37,60	0,0		16,42	0,0	100,00	1	
18	L	15/09/2021	129	46	83	0,6	31,44	29,20	1,1	9,27	6,85	1,4	32,56	46 (35,7)	M
21	T	05/09/2019	131	56	75	0,7	24,31	21,05	1,2	6,78	3,60	1,9	n.r.	40 (30,5)	
22	T	21/08/2019	162	71	91	0,8	25,78	27,61	0,9	5,6	5,91	0,9	n.r.	32 (19,8)	
23	T	10/07/2021	79	33	46	0,7	29,05	28,44	1,0	9,00	6,65	1,4	n.r.	30 (38)	M, B
25	L	14/09/2021	27	10	17	0,6	28,65	26,64	1,1	8,86	5,96	1,5	0	10 (37)	M
26	L	14/09/2021	5	2	3	0,7	34,93	28,60	1,2	15,07	6,27	2,4	0	0	
27	T	16/09/2021	11	5	6	0,8	40,68	41,23	1,0	25,8	20,15	1,3	54,55	2 (18,2)	
29	T	27/09/2021	46	18	28	0,6	31,75	29,80	1,1	12,05	8,42	1,4	47,50	11 (23,9)	M, B
31	T	27/09/2021	43	15	28	0,5	35,21	33,22	1,1	14,2	10,74	1,3	62,79	11 (25,6)	B
33	T	09/09/2020	97	46	51	0,9	35,07	33,86	1,0	20,44	12,32	1,7	31,96	24 (24,87)	
34	T	28/09/2021	76	32	44	0,7	31,92	29,78	1,1	12,07	7,79	1,5	27,63	18 (23,7)	
37	T	30/09/2021	286	91	144	0,6	29,61	29,55	1,0	9,55	8,12	1,2	40,91	83 (29)	B
38	T	17/09/2021	43	21	22	1,0	30,69	31,57	1,0	11,91	8,71	1,4	39,53	21 (48,8)	
39	T	16/09/2020	91	44	47	0,9	36,53	34,10	1,1	19,97	12,32	1,6	1,10	18 (19,8)	
41	T	15/09/2020	178	89	89	1,0	46,52	41,93	1,1	25,19	15,38	1,6	10,11	34 (19,1)	
42	T	28/09/2020	27	9	18	0,5	33,82	33,21	1,0	16,81	12,12	1,4	40,74	6 (22,2)	

Discussione

Distribuzione e stato di conservazione delle popolazioni

Sono in tutto 44 i siti di presenza della specie (distribuiti in 43 corpi idrici) ad oggi rilevati in Trentino, 42 dei quali indagati nell'ambito di questo studio mentre due sono segnalazioni (Torrente Noce – Forra di Santa Giustina, Val di Non e Fosso di Milon, Val di Fiemme (Ciutti et al. 2013; Bruno et al. 2017), che dovranno essere oggetto di approfondimenti sullo stato di conservazione delle popolazioni nel corso dei futuri monitoraggi previsti dal Piano di gestione.

Rispetto ai dati pregressi (Ciutti et al. 2013; Endrizzi et al. 2013; Bruno et al. 2017) sono 17 le nuove popolazioni localizzate grazie alle ricerche condotte in attuazione delle prime azioni previste dal Piano di gestione. La specie è presente in tutti i bacini idrografici indagati, sebbene in modo piuttosto frammentario e con un numero di popolazioni notevolmente variabile. La maggior presenza di popolazioni è stata registrata nei bacini dell'Adige e del Sarca con nove e sei popolazioni rispettivamente; seguono i bacini di Brenta, Chiese e Cismon con cinque popolazioni presenti mentre il numero inferiore è stato registrato per il bacino dell'Avisio e del Noce con tre e due popolazioni rispettivamente (Tab. 2). L'areale di distribuzione di *A. pallipes* comprende 36 corsi d'acqua, con quota media di 619 m s.l.m. e range di altitudine di 240-1156 m s.l.m., e 8 laghi con quota media di 845 m s.l.m. e range altitudinale di 573-845 m s.l.m.

Probabilmente a causa delle caratteristiche geografiche e orografiche del territorio trentino, le temperature estive rilevate nei corpi idrici occupati da *A. pallipes* erano spesso più basse dal range di 10-18°C considerato ottimale per la specie (Füreder et al. 2004; AA.VV. 2014b) in corsi d'acqua d'alta quota o di risorgiva, e con valori superiori in laghi e rii a lento scorrimento. Le popolazioni di *A. pallipes* in Trentino, pertanto, possono occupare siti con temperature primaverili-estive comprese tra 3 e 25°C (Bruno et al. 2017; questo studio), come già indicato in altri studi relativi a popolazioni italiane presenti in zone montani-collinari (Füreder et al. 2004; AA.VV. 2014b), anche se va rimarcato che temperature maggiori di 22°C rappresentano un fattore di stress, che può portare a disturbi fisiologici, e valori prossimi ai 25°C possono essere tollerati da *A. pallipes* solo per brevi periodi (Mancini 1986; AA.VV. 2014b). Le popolazioni erano presenti in siti con bassa velocità di corrente e ridotta torbidità, come indicato per l'optimum della specie (Haddaway et al. 2015). I valori di ossigeno e di pH corpi idrici occupati da *A. pallipes* rientrano, nella maggioranza dei casi, nel range estivo ottimale riconosciuto per la specie (pH compreso fra 6.8 e 8, ossigeno con percentuale di saturazione maggiore del 60%, AA.VV. 2014b) anche se la presenza è stata rilevata in alcuni siti con bassa saturazione di ossigeno (saturazione percentuale di 38 e 58, rilevate rispettivamente in un lago e in una roggia).

L'analisi morfometrica conferma un maggiore tasso di crescita dei maschi rispetto alle femmine, dovuto a una muta supplementare dei maschi nel periodo primaverile (Pratten 1980). La minor crescita di entrambi i sessi nei laghi rispetto ai corsi d'acqua, già rilevata in uno studio precedente (che includeva parte delle stesse popolazioni; Endrizzi et al. 2013), può essere imputabile alla maggiore quota cui sono distribuiti e quindi ad una più breve stagione di attività, oltre ad altri fattori ambientali come la minore disponibilità di risorsa trofica.

Gran parte delle popolazioni campionate risultano ben strutturate per classi di taglia con un rapporto sessi che, pur discostandosi dalla condizione di equilibrio pari a 1:1 in natura (rilevato in una sola popolazione), risulta a favore delle femmine favorendo un efficace tasso di fecondazione (Carral et al. 1994, 2000), in quanto studi di laboratorio hanno dimostrato che ciascun maschio è in grado di riprodursi con almeno otto femmine (Reynolds et al. 1992). Inoltre, tale condizione ridurrebbe la competizione diretta (combattimenti) e indiretta (rimozione e ingestione delle spermatofores già depositate da un altro maschio sul torace della femmina) tra maschi (Villanelli & Gherardi 1998). Nel bacino dell'Adige le popolazioni del Rio Vallalta, della roggia di Gardolo, della roggia Gol e

del Torrente Arione sono abbondanti e ben strutturate, condizione che si presume anche per il Lago di Cei, idrologicamente collegato, dove è stato possibile il solo rilievo di presenza della specie per via della fitta vegetazione acquatica. Le popolazioni del Lago di Lamar, Lago Santo di Lamar, Rio Valsorda e Rio Carpenedi sono invece in condizioni precarie per via dell'abbondanza bassa. Per il bacino del Sarca, il Torrente Ponale, il Rio Bordellino, il Rio Andogno e il Rio Folon ospitano popolazioni abbondanti e ben strutturate, sebbene negli ultimi due siano segregate in ambienti molto limitati (tratti di circa 100 m), situazione che le pone in una condizione di rischio. La popolazione della roggia Grande presenta un indice di abbondanza basso mentre altre due popolazioni si trovano all'interno di trociculture (Trocultura Basso Sarca e Val Lomasona). Le cinque popolazioni rilevate nel bacino del Brenta sono caratterizzate da condizioni precarie dovute a un valore di abbondanza basso nel Rio Solcena, nel Torrente Chieppena e nel Rio Ensegua, e alle condizioni dell'habitat nel Rio Laguna e nel fosso di Pergine Valsugana. Il bacino del Fersina presenta tre popolazioni abbondanti e ben strutturate, nel Rio Santa Colomba, Rio Farinella e nel Lago Restel. La popolazione censita nell'emissario del Lago di Valle presenta bassa densità, ma si suppone, sulla base di segnalazioni pervenute da parte di pescatori e frequentatori della zona, la presenza di una popolazione forte e abbondante nel Lago di Valle, idrologicamente collegato. In questo sito non è stato possibile il rilievo dell'abbondanza della popolazione a causa delle caratteristiche morfo-batimetriche del bacino, che non permettono l'osservazione del fondale nemmeno in corrispondenza delle rive. Infine, la popolazione del Rio Negro, ha subito un drastico declino nel corso degli ultimi anni, dovuto all'instabilità dell'habitat e alla probabile diffusione di patogeni, fino al rilievo di un solo individuo nell'autunno 2021. Nel bacino del Chiese sono presenti cinque popolazioni, tre abbondanti e ben strutturate nel Torrente Filos, Rio Pracul e Rio di Cimego mentre per le altre due presenti nel Lago d'Ampola e nel tributario del Fiume Chiese (sito 40) è disponibile il solo dato di presenza in quanto le caratteristiche ambientali rendono difficili censimenti e campionamenti. Per il bacino del Cismon sono stati identificati quattro siti con popolazioni abbondanti e ben strutturate; tre appartengono ad ambienti idrologicamente collegati, che possono quindi essere ricondotti ad un'unica popolazione: Lago Welsperg, nel quale è stata registrato il valore di abbondanza in assoluto più elevato tra le popolazioni del Trentino, Rio Brentela e la zona umida Palù Grant. Le popolazioni del Rio Val Roncogna e del suo tributario sono meno abbondanti delle precedenti ma comunque ben strutturate. Il bacino dell'Avisio presenta due popolazioni stabili per abbondanza e struttura nel Rio Ischiele e nel Lago Santo di Cembra mentre la popolazione del Fosso di Milon, segnalata (Rete di Riserva Fiemme – Destra Avisio 2020) ma non rilevata nel presente studio sarebbe, secondo quanto riportato, a rischio per le pratiche di gestione del corpo idrico. Il bacino del Noce ha due sole popolazioni, quella presente in un tributario del Torrente Noce (sito 1) è sufficientemente stabile per abbondanza e struttura ma comunque segregata in un ambiente molto ristretto (circa 100 m di corpo idrico) e quindi potenzialmente a rischio, mentre la popolazione del Torrente Noce presso la Forra di Santa Giustina è stata segnalata in passato (Ciutti et al. 2013) ma non si hanno attualmente dati a disposizione per valutarne lo stato di conservazione.

Nel corso dell'ultimo decennio si è assistito alla scomparsa di numerose popolazioni di *A. pallipes*: nella roggia di Terlago e nel Rio Squero, dove tra il 2011 e il 2013, erano state rilevate popolazioni abbondanti e ben strutturate (Endrizzi et al. 2013), nella Fossa di Rio Morbio segnalato fino al 2006 (Provincia Autonoma di Trento, Servizio Foreste e Fauna 2012) e nella Roggia Polè (ultima segnalazione nel 2012 da parte del personale Servizio Foreste e Fauna della PAT) la causa dell'estinzione è probabilmente dovuta ad un peggioramento delle condizioni dell'habitat. Si è inoltre estinta la popolazione del Laghetto di Mezzocorona, che fino al 2016 ospitava un'abbondante popolazione di *A. pallipes*, la cui scomparsa è stata rilevata (dati non pubblicati) dal 2017, probabilmente a causa

di infestazione da *Aphanomyces astaci*, e quella del Rio Laghetto dove la presenza della specie era segnalata fino al 2019 e la cui scomparsa potrebbe essere stata in parte causata da prelievi illegali. Infine, *A. pallipes* è scomparso dal Lago Costa, dove la popolazione che mostrava già segni di precarietà nel 2010 è stata sostituita dalla specie alloctona *F. limosus* (si veda la sezione seguente).

Descrizione delle minacce rilevate

Le informazioni ottenute dalle attività di monitoraggio relative a presenza, abbondanza e struttura delle popolazioni, e allo stato degli habitat, hanno permesso di identificare i fattori di minaccia per le popolazioni di *A. pallipes* censite, riconducibili a: 1) degrado ambientale; 2) prelievo illegale; 3) diffusione di patogeni; 4) diffusione di specie alloctone.

Condizioni di degrado ambientale di corsi d'acqua sono state osservate in 69 siti e, nel dettaglio, presenza di canalizzazioni o argini artificiali in 15 siti, di traverse o altre forme di interruzione della continuità in 13 siti, di entrambe le forme di impatto in tre siti. Inoltre, 27 siti presentavano segni di possibile inquinamento mentre in altri quattro sono state rilevate fonti evidenti di inquinamento. Tra i 19 laghi indagati, tre presentavano parte delle rive artificializzate e quattro possibili fonti di inquinamento.

Il prelievo illegale risulta una pratica ancora presente sul territorio; segnalazioni di prelievi illegali avvenuti in tempi recenti e accertate nel corso dei monitoraggi del presente studio sono pervenute per il Laghetto di Mezzocorona (popolazione estinta tra il 2016 e il 2017 per concomitanza di prelievo e infestazione da *A. astaci*) e il Rio Laghetto.

Una delle minacce più gravi per le popolazioni di *A. pallipes* è rappresentata dalla presenza di specie alloctone invasive (IAS) di gambero (Aquiloni et al. 2010; Morpurgo et al. 2010). I fattori coinvolti nei processi di invasione e sostituzione sono molteplici e includono le differenze interspecifiche nella sopravvivenza e nella crescita, la predazione interspecifica, le interazioni aggressive, l'interferenza riproduttiva, la competizione per il cibo, la competizione per i rifugi e la trasmissione di patogeni e parassiti (Alonso & Martínez 2009 e citazioni ivi contenute). La trasmissione di patogeni, e in particolare dell'oomicete *Aphanomyces astaci*, agente eziologico della peste del gambero, la più importante malattia infettiva dei crostacei d'acqua dolce che può provocare gravi morie tra le popolazioni di gambero indigene europee, e la prevenzione della diffusione della peste del gambero rappresenta una delle azioni prioritarie per la protezione delle popolazioni di *A. pallipes* (Aquiloni et al. 2010; Manenti et al. 2018). Tale patogeno è veicolato dall'introduzione di specie alloctone di origine nordamericana, quali le due specie di gamberi alloctoni più diffuse nel territorio italiano (*Procambarus clarkii* e *Faxonius limosus*). Entrambe le IAS sono presenti nel reticolo idrografico trentino e di introduzione relativamente recente, e confinate quasi esclusivamente in ambienti lacustri. *Faxonius limosus* è segnalato in Trentino dal 2010 nei laghi di Levico e Madrano (Aquiloni et al. 2010); questa specie ha successivamente invaso i laghi del perginese e dal 2012 è riportata (Endrizzi et al. 2013) come presente con popolazioni abbondanti e stabili nei laghi di Canzolino, Madrano, Levico e Caldonazzo. La presenza di popolazioni di *F. limosus* infestate da *A. astaci* al lago di Canzolino, connesso idrologicamente con il lago Costa, ha portato alla scomparsa di *A. pallipes* da quest'ultimo lago; tale estinzione si è verificata tra il 2010 e il 2012. Nel corso della presente ricerca è stata rilevata la presenza di *F. limosus* sia nel Lago Costa che nel suo emissario, Rio Valguarda. Il gambero della Louisiana *Procambarus clarkii* è stato rilevato per la prima volta in provincia di Trento nel 2014 (Cappelletti & Ciutti 2016) nel Lago di Lagolo, dove presumibilmente ha causato la scomparsa di *A. pallipes*, segnalato nel lago fino all'anno 2012 (Cappelletti & Ciutti 2016). La presenza di questa specie invasiva è stata confermata dai monitoraggi 2020 e 2021. L'estinzione di popolazioni di *A. pallipes* in caso di presenza di specie alloctone di origine nordamericane, ampiamente documentata in letteratura (Barbaresi & Gherardi 2000; Dunn et

al. 2009; Longshaw 2012; Chucholl 2016; Bonelli et al. 2017; Manenti et al. 2019) è dovuta in parte alla competizione diretta, ma soprattutto alla diffusione e trasmissione di patogeni e parassiti, e in particolar modo della peste del gambero *Aphanomyces astaci*, un patogeno estremamente virulento, che può provocare mortalità del 100% nelle specie autoctone europee (World Organisation for Animal Health 2022). Le spore di *A. astaci* si trasmettono nei corpi idrici sia direttamente per introduzione e propagazione di specie alloctone portatrici sane dell'oomicete, o indirettamente per trasferimento di materiali e attrezzature da pesca da un bacino all'altro. La presenza di animali infestati da *A. astaci* in Trentino è nota solo a popolazioni di *F. limosus* per le quali analisi PCR effettuate su porzioni di uropodi e cuticola addominale e analisi istologiche avevano in tempi recenti evidenziato la positività per *A. astaci* in esemplari provenienti dai laghi di Levico, Caldonazzo e Canzolino e in un esemplare di *A. pallipes* raccolto nella piscicoltura presente in Val Lomasona (Minghetti et al. 2012; Minghetti 2013). Analisi molecolari tuttora in corso confermano anche la presenza di spore di *A. astaci* nella popolazione di *F. limosus* presente al lago di Madrano e in quella di *P. clarkii* presente al Lago di Lagolo. La presenza di *F. limosus* e *P. clarkii* sul territorio, e la conseguente diffusione di spore di *A. astaci* nel reticolo idrografico è stata una probabile causa d'indebolimento e di estinzione di alcune popolazioni in Trentino (Laghetto di Mezzocorona, Lago di Caldonazzo, Lago di Levico, Lago Costa e Lago di Lagolo).

Anche altri patogeni e parassiti possono contribuire all'indebolimento e al declino delle popolazioni di *A. pallipes*. I parassiti microsporidi *Astathelohania contejeani* e *Nosema austropotamobii* causano la malattia della porcellana, una malattia contagiosa con un andamento cronico e progressivo, che attacca le fibre muscolari dei gamberi determinandone la perdita delle funzionalità e la morte. L'infezione viene trasmessa per ingestione di spore, il parassita può essere trasmesso da gamberi alieni invasivi a *A. pallipes* (Imhoff et al. 2012), ma può essere trasmesso anche per cannibalismo tra individui della stessa specie (Evans & Edgerly 2002). Minghetti (2013) aveva già indicato riscontro di positività per la malattia della porcellana dovuta alla presenza di infestazioni nelle popolazioni di *A. pallipes* del Rio Santa Colomba, Lago di Cei e il Rio Pracul; nel corso dei monitoraggi 2019-2021 non sono stati raccolti animali infetti in questi siti. Mori & Salvidio (2000) riportano tassi del 0.17-3.7% per popolazioni di 21 torrenti in Liguria. Pertanto, il mancato rinvenimento di individui parassitati non permette di escludere la presenza del microsporide dalle popolazioni in oggetto. Nel corso del presente studio sono stati raccolti individui parassitati da ulteriori due corsi d'acqua e quattro laghi, con tassi di infestazione simili a quelli riportati da Mori & Salvidio (2000) per sei siti, mentre un sito (lacustre) presentava un'incidenza elevata, con 7 individui su 27 macroscopicamente infetti.

Gli Anellidi del genere *Branchiobdella* sono ectocommensali, cibandosi di diatomee, detriti e minuscoli invertebrati. In particolari condizioni (es. scarsa qualità dell'acqua, eutrofia, etc.) i branchiobdellidi aumentano in numero e indeboliscono i gamberi, rendendoli più vulnerabili alle malattie epidemiche (Mori et al. 2000).

Conclusioni e futuri indirizzi di ricerca

L'applicazione delle metodologie indicate dal Piano di gestione, che sono in linea con quanto proposto e applicato in altri progetti sviluppati a livello nazionale per la tutela di *A. pallipes* (ad es: De Luise 2010; AA. VV. 2014), hanno consentito di delineare lo stato di conservazione delle popolazioni di *A. pallipes* in Trentino; tuttavia, permangono lacune conoscitive. Infatti, l'estensione spaziale dei monitoraggi finora svolti non copre in modo uniforme il reticolo idrografico sul territorio trentino ed è quindi necessaria una programmazione dei monitoraggi nel lungo periodo, estendendo i rilievi alle aree fino ad ora poco o per niente indagate (Fig. 1), quali ad esempio il bacino del Torrente Noce in Val di Non, i bacini dei torrenti Vanoi, Cordevole, Astico e Leno. Tali monitoraggi dovranno

seguire i metodi identificati nel Piano di gestione e implementati nel triennio 2019-2021 come descritto nel presente articolo. Infatti, la raccolta di dati con una metodologia univoca e quindi ripetibile, permetterà di valutare nel tempo l'areale di distribuzione sia di *A. pallipes* che delle specie di gambero aliene invasive, di garantire la sorveglianza dello stato di conservazione e delle tendenze demografiche delle popolazioni, della presenza di minacce, al fine di programmare azioni concrete di conservazione che possano essere rivalutate nel tempo sulla base delle nuove criticità emerse. Inoltre, dati i costi in termini economici e di tempo necessario agli operatori per coprire il vasto reticolo idrografico trentino, è auspicabile una periodica revisione dei metodi e dei protocolli proposti dal piano di gestione che andrebbero aggiornati e integrati con approcci emergenti e metodiche speditive per il rilievo della presenza/assenza della specie. Una soluzione potrebbe derivare ad esempio dall'utilizzo di metodiche di e-DNA (DNA ambientale) (Chucholl et al. 2021), attualmente in via di sperimentazione e che prevedono solo la raccolta di un campione di acqua da cui testare la presenza sia del gambero che del suo principale patogeno, *Aphanomyces astaci*. Oltre al dato di presenza/assenza il piano di gestione prevede la ripetizione annuale dei censimenti e ogni tre anni dei campionamenti delle popolazioni note, che dovranno essere svolti da personale qualificato, con ripetizioni più ravvicinate nel caso fosse rilevata una condizione di contrazione di una popolazione, nel caso di ricomparsa in siti in cui *A. pallipes* risultava estinto e nei siti di reintroduzione.

Dall'analisi dei dati emerge la necessità di implementare le misure di protezione della specie, riducendo le minacce che gravano sulle sue popolazioni. È pertanto auspicabile un intervento attivo degli enti preposti per migliorare la qualità degli habitat del reticolo idrografico o quantomeno delle aree di elezione di *A. pallipes*. Una considerazione importante riguarda il ruolo e l'efficacia della Rete Natura 2000 del Trentino nella protezione del gambero di fiume: solo sei delle 26 ZSC e/o ZPS indagate ospitano popolazioni di *A. pallipes* mentre due sono state colonizzate da gamberi alloctoni invasivi in tempi recenti. La maggior parte delle popolazioni abbondanti e ben strutturate e quindi meritevoli di protezione, sono presenti in piccoli corpi idrici a quote medio basse, per la gran parte situate al di fuori della Rete Natura 2000 istituita ai sensi della Direttiva 92/43/CEE "Habitat" con lo scopo di tutelare habitat e specie d'interesse comunitario. Poiché *A. pallipes* è elencato negli allegati II e V della Direttiva Habitat, quale specie di interesse comunitario che richiede la designazione di zone speciali di conservazione e il cui prelievo in natura e sfruttamento potrebbero formare oggetto di misure di gestione, i dati relativi allo stato di distribuzione e di conservazione in Trentino suggeriscono una riflessione sull'opportunità di aumentare l'estensione e il numero di aree protette e di favorire la loro connettività a formare una rete ecologica polivalente. Infine, il Regolamento UE n. 1143/2014 in materia di specie esotiche invasive include le due specie di gambero alloctono presenti in Trentino nell'elenco delle specie per le quali è richiesta la messa in atto di azioni di prevenzione della diffusione, di rilevamento precoce ed eradicazione rapida o di gestione nel caso di diffusione già avvenuta. In ottemperanza a tale regolamento, misure di contenimento/eradicazione di *P. clarkii* nell'unico sito di presenza in Trentino (Lago di Lagolo) sono state avviate dal 2018 con finanziamento della Rete di Riserve del Basso Sarca e sono state ripetute con cadenza annuale; è tuttavia auspicabile il controllo dell'espansione dell'areale di *F. limosus* nel bacino del Torrente Fersina, oltre che il controllo e/o la prevenzione dell'introduzione di fauna ittica potenzialmente impattante sulle popolazioni di *A. pallipes*.

Ringraziamenti

Gli autori ringraziano Maria Vittoria Tenci, Davide Sfiller, Gianpietro Svaldi, Davide Girardi, Luca Roner, Elena Alberini, Francesco Mezzo, Stefano Andriani, Matteo Sartori, Martino Peterlongo per l'aiuto nelle attività di campo. Si ringraziano inoltre per le segnala-

zioni di nuove popolazioni: Daniel Spitale, Lorenzo Tosi, Angelo Davorio, Sandro Zanghellini, Andrea Peterlongo, Marco Peterlongo, il personale degli Uffici Distrettuali Forestali di Borgo Valsugana e Malè, delle Associazioni Pescatori Chiese, Basso Sarca, Alto Sarca, e in particolare Franco Dorigato e Dario Ballini per le ricognizioni in campo nelle Reti di Riserve rispettivamente del Fiume Brenta e della Valle del Chiese. La ricerca è stata in parte finanziata dal Servizio Sviluppo Sostenibile e Aree Protette della Provincia Autonoma di Trento, dalle Reti di Riserve Val di Cembra-Avisio, Monte Bondone, Fiume Brenta, Alpi Ledrensi, Valle del Chiese, e dai Parchi Fluviali Alto Noce e Sarca. Gli autori ringraziano inoltre il revisore anonimo i cui utili e costruttivi commenti hanno portato a un miglioramento del presente lavoro.

Bibliografia

- AA.VV. 2014a – RARITY. *Eradicazione del gambero rosso della Louisiana e protezione dei gamberi di Fiume del Friuli Venezia Giulia*. Pubblicazione realizzata con il contributo finanziario della CE, nell'ambito del progetto RARITY, LIFE10 NAT/IT/000239, pp. 144.
- AA.VV. 2014b – *Action plan per la conservazione di Austropotamobius pallipes in Italia*. Realizzato nell'ambito del progetto LIFE08 NAT/IT/000352 – CRAINat con il contributo finanziario del programma "LIFE+ Natura e Biodiversità" della Commissione Europea, 100 pp. Disponibile online: <https://www.ersaf.lombardia.it/it/b/2248/action-plan-per-la-conservazione-di-austropotamobius-pallipes-in-ital> [ultima visita Agosto 2022]
- AA.VV. 2020 – *Il Gambero di Fiume Austropotamobius pallipes una specie in pericolo*. Pubblicazione realizzata con il contributo finanziario del programma LIFE della Commissione Europea nell'ambito del progetto LIFE14 IPE/IT/018 – GESTIRE 2020 – Nature Integrated Management to 2020. La strategia integrata per Rete Natura 2000 e la biodiversità in Lombardia. Disponibile online: <https://naturachevale.it/wp-content/uploads/2021/01/Il-gambero-di-Fiume-una-specie-in-pericolo.pdf> [ultima visita Marzo 2023]
- Ackefors H. 1996 – The development of crayfish culture in Sweden during the last decade. *Freshwater Crayfish*, 11: 627-654.
- Alonso F. & Martínez R., 2006 – Shelter competition between two invasive crayfish species: a laboratory study. *Bulletin français de la pêche et de la pisciculture*, 380-381: 1121-1132. (<https://doi.org/10.1051/kmae:2006015>)
- APAT IRSA – CNR, 2003 – *Metodi analitici per le acque, Metodi di campionamento*. APAT Manuali e Linee Guida 29/2003, 85 pp.
- APPA – Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente, Settore Informazione e Monitoraggi, 2012 – *Progetto IFF del trentino. Applicazione dell'IFF 2007 (indice di funzionalità fluviale) sui corsi d'acqua tipizzati del Trentino*. Disponibile online: <http://www.appa.provincia.tn.it/appa/pubblicazioni/-Acqua/pagina96.html> [ultima visita Gennaio 2022]
- Aquiloni L., Tricarico E. & Gherardi F., 2010 – Crayfish in Italy: distribution, threats and management. *International Aquatic Research*, 2: 1-14.
- Barbaresi S. & Gherardi F., 2000 – The invasion of the alien crayfish *Procambarus clarkii* in Europe, with particular reference to Italy. *Biological Invasions*, 2: 259-264. (<https://doi.org/10.1023/A:1010009701606>)
- Barbaresi S. & Gherardi F., 2001 – Daily activity of the white-clawed crayfish, *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet): A comparison between field and laboratory studies. *Journal of Natural History*, 35: 1861-1871. (<https://doi.org/10.1080/00222930110098111>)
- Bertocchi S., Brusconi S., Gherardi F. & Chiesa L.A., 2014 – Prima segnalazione del gambero minacciato *Austropotamobius pallipes* complex in Sardegna. Atti XIII Congresso Nazionale Associazione Italiana Ittiologi Acque Dolci, Sansepolcro (AR). *Italian Journal of Freshwater Ichthyology*, 1: 185.

- Bonelli M., Manenti R. & Scaccini D., 2017 – Mountain protected areas as refuges for threatened freshwater species: The detrimental effect of the direct introduction of alien species. *Eco Mont-Journal on Protected Mountain Areas Research*, 9: 23–29. (<https://doi.org/10.1553/eco.mon>)
- Boschetti M., Culicchi A., Guerrini M., Barbanera F. & Petroni G., 2018 – Preliminary data on the distribution, morphology and genetics of white-clawed crayfish and on their ectosymbionts in Lunigiana (Tuscany, Italy). *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, 74: 419, 25. (<https://doi.org/10.1051/kmae/2018013>)
- Bruno M. C., Endrizzi S., Gandolfi A., Hauffe H. C. & Pedrini P., 2017 – Piano di gestione del gambero di Fiume in provincia di Trento. Realizzato nell'ambito dell'azione C10 "Azione dimostrativa di tutela di specie: salvaguardia delle popolazioni autoctone del gamberi di Fiume", Progetto LIFE11/NAT/IT/000187 "T.E.N." (Trentino Ecological Network). 131 pp. Disponibile online: http://www.lifeten.tn.it/binary/pat_lifeten/azioni_dimostrative/C10_PdG_Gambero_LOW.1515574166.pdf [ultima visita Agosto 2022]
- Carral J.M., Celada J.D., González J., Sáez-Royuela M. & Gaudioso V.R., 1994 – Mating and spawning of freshwater crayfish, *Austropotamobius pallipes* Lereboullet, under laboratory conditions. *Aquaculture Research*, 25: 721–727. (<https://doi.org/10.1111/j.1365-2109.1994.tb00736.x>)
- Carral J.M., Celada J.D., Muñoz C., Sáez-Royuela M. & Pérez J.R., 2000 – Effects of the presence or absence of males throughout spawning and maternal incubation on the reproductive efficiency of astacid crayfish (*Austropotamobius pallipes*) under controlled conditions. *Invertebrates Reproduction & Development*, 38:1–5. (<https://doi.org/10.1080/07924259.2000.9652430>)
- Chucholl C., 2016 – The bad and the super-bad: prioritising the threat of six invasive alien to three imperilled native crayfishes. *Biological Invasions*, 18, 1967–1988. (<https://doi.org/10.1007/s10530-016-1141-2>)
- Chucholl F., Fiolka F., Segelbacher G. & Epp L.S., 2021 – eDNA Detection of Native and Invasive Crayfish Species Allows for Year-Round Monitoring and Large-Scale Screening of Lotic Systems. *Frontiers in Environmental Science*, 9: 639380. (<https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.639380>)
- Ciutti F., Fin V., Lunelli F. & Cappelletti C., 2013 – Il gambero di Fiume *Austropotamobius pallipes* nelle aree protette della rete natura 2000 della provincia di Trento. *Dendronatura*, 34: 95–105.
- Commissione Europea, 1992 – Direttiva 92/43/CEE del Consiglio, del 21 maggio 1992, relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali e della flora e della fauna selvatiche. In: *Official Journal*, L 206, 22/07/1992, 7–50.
- De Luise G., 2010 – I crostacei decapodi d'acqua dolce in Friuli Venezia Giulia. Recenti acquisizioni sul comportamento e sulla distribuzione nelle acque dolci della regione. Venti anni di studi e ricerche. Supplemento di Pesca e Ambiente (Notiziario d'informazione dell'Ente Tutela Pesca del Friuli Venezia Giulia). 92 pp. Disponibile online: http://redazione-etp.regione.fvg.it/export/sites/default/it/istituzionale/documentazione/Pubblicazioni/monografie/allegati/crostacei_fvg.pdf [ultima visita Luglio 2022]
- De Luise G., 2012 – Protocolli di cattura, allevamento e ripopolamento del gambero di Fiume nativo *Austropotamobius pallipes* in Friuli Venezia Giulia. In: *Didattica per gli operatori. Pubblicazione realizzata con il contributo finanziario della CE, nell'ambito del Progetto RARITY, LIFE10 NAT/IT/000239: 77–87.*
- Dunn J. C., McClymont H. E., Christmas, M. & Dunn A. M., 2009 – Competition and parasitism in the native White Clawed Crayfish *Austropotamobius pallipes* and the invasive Signal Crayfish *Pacifastacus leniusculus* in the UK. *Biological Invasions*, 11: 315–324. (<https://doi.org/10.1007/s10530-008-9249-7>)
- Endrizzi S., Bruno M.C. & Maiolini B., 2013 – Distribution and morphometry of native and alien crayfish in Trentino (Italian Alps). *Journal of Limnology*, 72/2: 343–360. (<https://doi.org/10.4081/jlimnol.2013.e28>)
- Evans, L.H. & Edgerton B.F., 2002 – Pathogens, parasites and commensals; Chapter 10. In: Holdich, D. M. (ed.) *Biology of Freshwater Crayfish*. Blackwell Sciences Ltd., Oxford, England: 377–438.
- Ferrari C., Pedrini P. & Martinelli L., 2014 – Verso la Rete ecologica del Trentino. Le Reti di Riserve ed il Progetto LIFE+ T.E.N. *Reticola*, 5: 6–10.
- Füreder L., Edsman L., Holdich D.M., Kozák P., Machino Y., Pöckl M., Renai B., Reynolds J.D., Schulz H., Schulz R., Sint D., Taugbol T. & Trouilhé M.C., 2006 – Indigenous crayfish habitat and threats. In: Souty-Groset C., Holdich D.M., Noël P.Y., Reynolds J.D. & Haffner P. (eds.), *Atlas of Crayfish*. Europe Publications Scientifiques du MNHN, Paris: 25–48.
- Füreder L., Gherardi F., Holdich D., Reynolds J., Sibley P. & Souty-Groset C., 2010 – *Austropotamobius pallipes*. The IUCN Red List of Threatened Species 2010: e.T2430A9438817. (<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-3.RLTS.T2430A9438817.en>)
- Gherardi F., Acquistapace P. & Santini G. 2001 – Foraging by a threatened species: The white-clawed crayfish *Austropotamobius pallipes*. *Archiv für Hydrobiologie*, 152: 339–351. (<https://doi.org/10.1127/archiv-hydrobiol/152/2001/339>)
- Ghetti P.F., 1997 – *Manuale di applicazione. Indice Biotico Esteso (I.B.E.) – I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti*. Provincia Autonoma di Trento, Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente, 222 pp.
- Grandjean F., Romain D., Souty-Groset C. & Mocquard J. P., 1997 – Size at maturity and morphometric variability in three populations of *Austropotamobius pallipes pallipes* (Lereboullet, 1858) according to a restocking strategy. *Crustaceana*, 70: 454–468.
- Haddaway N.R., Mortimer R.J.G., Christmas M. & Dunn A.M., 2015 – Water chemistry and endangered white-clawed Crayfish: a literature review and field study of water chemistry association in *Austropotamobius pallipes*. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 416: 01. (<https://doi.org/10.1051/kmae/2014037>)
- Imhoff E., Mortimer R., Christmas M. & Dunn A., 2012 – Horizontal transmission of *Thelohania contejeani* in the endangered white-clawed (*Austropotamobius pallipes*) and the invasive signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*). *Parasitology*, 139: 1471–1477. (<https://doi.org/10.1017/S0031182012000777>)
- IUCN, 2017 – IUCN Red List of Threatened Species. Version 2017.3. Disponibile online: <http://www.iucnredlist.org> [ultima visita Gennaio 2022].
- Longshaw M., Stebbing P.D., Bateman K.S. & Hockley F.A., 2012 – Histopathological survey of pathogens and commensals of white-clawed crayfish (*Austropotamobius pallipes*) in England and Wales. *Journal of Invertebrate Pathology*, 110: 54–59 (<https://doi.org/10.1016/j.jip.2012.02.005>)
- Mancini A., 1986 – Astacicoltura. Allevamento e Pesca dei gamberi d'acqua dolce. Ed agricole, Calderini, Bologna, 180 pp.
- Manenti R., Ghia D., Fea G., Ficetola G.F., Padoa-Schioppa E. & Canedoli C., 2019 – Causes and consequences of crayfish extinction: Stream connectivity, habitat changes, alien species and ecosystem services. *Freshwater Biology*, 64: 284–293. (<https://doi.org/10.1111/fwb.13215>)
- Minghetti G., 2013 – Indagine sulla diffusione e sullo stato sanitario del gambero di Fiume *Austropotamobius pallipes* in Trentino. Tesi Scuola di specializzazione Allevamento, Igiene, Patologia delle Specie Acquatiche e Controllo dei Prodotti Derivati, Università degli studi di Padova.

- Minghetti G., Cappelletti C., Ciutti F., Bruno M.C., Endrizzi S., Zambon M., Quaglio F. & Pretto T., 2012 – Indagine sullo stato sanitario del gambero americano *Orconectes limosus* in 4 popolazioni del Trentino. Atti XIV Congresso Associazione Italiana Ittiologi Acque Dolci, Torino. *Italian Journal of Freshwater Ichthyology*, 2: 185.
- Mori M. & Salvadio S., 2000 – The occurrence of *Thelohania contejeani* Henneguy, a microsporidian parasite of the crayfish *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet), in Liguria Region (NW Italy). *Journal of Limnology*, 59: 167–169. (<https://doi.org/10.4081/jlimnol.2000.167>)
- Mori M., Rosso E. & Salvadio S., 2000 – Presenza e incidenza delle branchiobdelle (Annelida, Branchiobdellidae) nelle popolazioni astacicole liguri. *Annali del Museo Civico di Storia Naturale "G. Doria"*, 93: 211–224.
- Morpurgo M., Aquiloni L., Bertocchi S., Brusconi S., Tricarico E. & Gherardi F., 2010 – Distribuzione dei gamberi d'acqua dolce in Italia. *Acta Biologica, Museo Tridentino di Scienze Naturali – Trento*, 87: 125–132.
- Nardi P.A., Bernini F., Bo T., Bonardi A., Fea G., Ferrari S., Ghia D., Negri A., Razzetti E., Rossi S., 2004 – *Il gambero di Fiume nella provincia di Alessandria*. Tipografia PI-ME Editrice, 111 pp.
- Pagliani T., Pompilio P., Calabrese R. & Moca G., 2006 – Progetto per la conservazione del gambero di Fiume autoctono (genus *Austropotamobius*) nei Siti d'Importanza Comunitaria dell'Appennino centrale: primi risultati. In: Cimmaruta R. & Bondanelli P. (a cura di), *Atti XVI Congresso della Società Italiana di Ecologia "Cambiamenti globali, diversità ecologica e sostenibilità"*: 147.
- Petri L., 2014 – Seguendo il percorso dell'acqua – Il progetto LIFE "SCI d'acqua" per la conservazione di Specie di Interesse Comunitario nella piana dell'Arno e sull'Appennino tosco-emiliano. Pacini ed., 155 pp. Disponibile online: http://life.provincia.prato.it/Include/pdf/Seguendo_il_percorso_dell'acqua.pdf [ultima visita Luglio 2022].
- Pratten D.J., 1980 – Growth in the crayfish *Austropotamobius pallipes* (Crustacea: Astacidae). *Freshwater Biology*, 10: 401–402. (<https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1980.tb01215.x>)
- Pretto T., Montesi F., Ghia D., Berton V., Abbadi M., Gastaldelli M., Manfrin A. & Fea G., 2018. Ultrastructural and molecular characterization of *Vairimorpha austropotambii* sp. nov. (Microsporidia: Burenellidae) and *Thelohania contejeani* (Microsporidia: Thelohaniidae), two parasites of the white-clawed crayfish, *Austropotamobius pallipes* complex (Decapoda: Astacidae). *Journal of Invertebrate Pathology*, 151, 59–75. (<https://doi.org/10.1016/j.jip.2017.11.002>)
- PRIMER-E Ltd. 2009 – PRIMER 6.1.12: Plymouth Routines In Multivariate Ecological Research.
- Provincia Autonoma di Trento, 2004 – Rete Natura 2000, le specie animali: *Austropotamobius pallipes*. Disponibile online: http://www.areeprotette.provincia.tn.it/natura2000/animali/in_austropotamobius_pallipes.html [ultima visita Marzo 2022].
- Provincia Autonoma di Trento, Servizio Foreste e Fauna – Ufficio Faunistico, 2012 – *Carta ittica del Trentino – Piani di gestione della pesca, D.G.P. n. 2637 del 7 dicembre 2012. Valli del Sarca e del Chiese*. 317 pp. Disponibile online: <https://forestefauna.provincia.tn.it/content/download/13058/233492/file/PianopescaVallidelSarcaedelChiese.pdf> [ultima visita Agosto 2022].
- R Core Team, 2022 – R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Rete di Riserve Fiemme-Destra Avisio, 2020 – *Piano di gestione della Rete di Riserve Fiemme – Destra Avisio*. 101 pp. Disponibile online: <https://www.comune.moena.tn.it/Comune/Documenti/Piani-e-progetti/Rete-di-riserve-Fiemme-Destra-Avisio-Piano-di-Gestione-ai-sensi-dell-art.-47-della-L.P.-n.-11-2007> [ultima visita Luglio 2022].
- Reynolds J.D., Celada J.D., Carral J.M. & Matthews M.A., 1992 – Reproduction of astacid crayfish in captivity-current developments and implication for culture, with special reference to Ireland and Spain. *Invertebrates Reproduction & Development*, 22: 253–266. (<https://doi.org/10.1080/07924259.1992.9672278>)
- Romanò C. & Riva C., 2002 – *Il gambero d'acqua dolce in provincia di Como*. Provincia di Como, Settore Risorse Ambientali, Servizio Pesca. Como: 43 pp.
- Rosewarne P.J., Mortimer R.J.G. & Dunn A. M., 2017 – Habitat use by the endangered white-clawed crayfish *Austropotamobius* species complex: a systematic review. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 418: 4. (<https://doi.org/10.1051/kmae/2016036>)
- Scalici M., Belluscio A. & Gibertini G., 2008 – Understanding population structure and dynamics in threatened crayfish. *Journal of Zoology*, 275: 160–171. (<https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2008.00422.x>)
- Scalici M., Di Giulio A., & Gibertini G., 2010 – Biological and morphological aspects of *Branchiobdella italica* (Annelida: Clitellata) in a native crayfish population of central Italy. *Italian Journal of Zoology*, 77: 410–418. (<https://doi.org/10.1080/11250000903369563>)
- Smith G.R.T., Learner M.A., Slater F.M. & Foster J., 1996 – Habitat features important for the conservation of the native crayfish *Austropotamobius pallipes* in Britain. *Biological Conservation*, 75: 239–246. ([https://doi.org/10.1016/0006-3207\(95\)00073-9](https://doi.org/10.1016/0006-3207(95)00073-9))
- Souty-Grosset C., Holdich D.M., Noel P.Y., Reynolds J.D. & Haffner P., 2006 – *Atlas of crayfish in Europe*. Museum National d'Histoire Naturelle Paris ed., Paris: 187 pp.
- Trentino Living Atlas <https://tla.muse.it/>
- Veza P., Ghia D. & Fea G. 2016 – Quantitative habitat models for the conservation of the endangered European crayfish *Austropotamobius pallipes* Complex (Astacoidea: Astacidae). In: Kawai T. & Cumberlidge N. (eds), *A global overview of the conservation of freshwater decapod crustaceans*. Springer, Cham: 339–358. (https://doi.org/10.1007/978-3-319-42527-6_12)
- Villanelli F. & Gherardi F., 1998 – Breeding in the crayfish, *Austropotamobius pallipes*: mating patterns, mate choice and intermale competition. *Freshwater Biology*, 40: 305–315. (<https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1998.00355.x>)
- Wang Q., Yang J.X., Zhou G.Q., Zhu Y.A. & Shan H., 2011 - Length-weight and chelae length-width relationships of the crayfish *Procambarus clarkii* under culture conditions, *Journal of Freshwater Ecology*, 26: 287–294. (<https://doi.org/10.1080/02705060.2011.564380>)
- World Organisation for Animal Health, 2022 – Infection with *Aphanomyces astaci* (crayfish plague). *Manual of Diagnostic Tests for Aquatic Animals 2022*: 109–126. Disponibile online: <https://www.woah.org/en/what-we-do/standards/codes-and-manuals/aquatic-manual-online-access/> accesso online 8/8/2022. [ultima visita Agosto 2022].

