



UNIVERSITÀ
DEGLI STUDI
FIRENZE

**Monitoraggio del gambero nativo di fiume
Austropotamobius pallipes complex nei territori del
Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi**



(@Chris Luckhaup)

Novembre 2024

Marco Morbidelli, Ester Belli & Elena Tricarico

Sommario

INTRODUZIONE	3
MATERIALI E METODI	4
Campionamento gamberi	4
Analisi dei dati	7
Action-cam	8
RISULTATI	9
Parco.....	9
Riserve	13
Action cam	15
DISCUSSIONE	16
CONCLUSIONI.....	17
RINGRAZIAMENTI	17
BIBLIOGRAFIA	18

INTRODUZIONE

Il gambero nativo di fiume *Austropotamobius pallipes* complex è una specie protetta dalla Direttiva Habitat (recepita in Italia dal D.P.R. 357/1997) e le sue popolazioni sono in declino in tutta Europa a causa di numerosi fattori; risulta essere, infatti, una delle specie di gamberi nativi più minacciate in Europa (Chucholl, 2016). *Austropotamobius pallipes* complex è incluso nella Lista Rossa dello IUCN dove è classificato dal 2010 come specie endangered, cioè a rischio di estinzione (Füreder et al., 2010). Anche a livello regionale, la specie è ulteriormente protetta da altre leggi, che ne promuovono la conservazione e ne vietano la pesca. In passato *Austropotamobius pallipes* complex era ampiamente diffuso nel Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna e nelle Riserve Statali delle Foreste Casentinesi. Le principali minacce che hanno contribuito ed ancora oggi continuano a causarne il rapido declino sono il bracconaggio, la siccità e la presenza di specie aliene invasive (Mazza et al., 2011, 2017; Tricarico et al., 2021). In particolare, l'espansione del procione *Procyon lotor* (Linnaeus, 1758) nelle zone del Parco dal 2013 (Boscherini et al., 2019) e la presenza del gambero rosso della Louisiana *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) alle porte del Parco, nel lago di Romena, segnalato dal 2015, costituiscono importanti fattori di minaccia per la specie, come già rilevato nei precedenti campionamenti condotti nelle Riserve del Parco e nel Parco (Tricarico et al., 2021; Morbidelli et al., 2023). Il procione, infatti, preda attivamente i gamberi medio-grandi, riducendone le popolazioni, e il gambero rosso della Louisiana può veicolare l'oomicete *Aphanomyces astaci* (Schikora, 1906), agente eziologico della peste del gambero, di solito letale per il gambero nativo di fiume, ma non per il gambero rosso della Louisiana che ne è portatore sano. Inoltre, *A. pallipes* complex risente fortemente dei cambiamenti climatici in atto (Otero et al., 2011). Temperature superiori ai 22°C possono determinare l'insorgenza di disturbi fisiologici e valori prossimi a 25°C sono tollerati da *A. pallipes* complex solo per brevi periodi (Mancini, 1986; Arrignon, 1996). L'aumento delle temperature può anche rendere gli ambienti più adatti alla colonizzazione di specie aliene opportunistiche a discapito di quelle native (Gherardi et al., 2013). Altre minacce importanti da considerare sono l'inquinamento, la modifica e la frammentazione dell'habitat, il disseccamento dei torrenti ed il ripopolamento ittico a salmonidi (che si nutrono anche dei piccoli di gambero). Dopo un primo monitoraggio della specie condotto in tutto il Parco tra il 2021 e il 2023 per aggiornarne la distribuzione, le attività di campionamento proseguono per monitorare la specie in tutti i siti Natura 2000 presenti nel Parco, in modo da fornire dati costantemente aggiornati, anche per la rendicontazione della Direttiva Habitat, e tenere sotto controllo siti particolarmente interessanti (ad es. per verificare gli effetti delle attività di controllo sul procione e/o con un'elevata percentuale di microsporidi e/o impattati da eventi meteorologici straordinari).

MATERIALI E METODI

Campionamento gamberi

I campionamenti si sono svolti nei mesi di luglio ed agosto 2024. In totale sono state monitorati 15 siti, 5 nel versante toscano e 10 nel versante romagnolo. Di questi, 10 sono all'interno del Parco (Tabella 1) e 5 all'interno delle Riserve Statali Foreste Casentinesi (Tabella 2). I 15 siti sono già stati oggetto di monitoraggio, utilizzando lo stesso metodo, tra il 2021 e il 2023. In particolare, nel 2024 sono stati monitorati quei siti toscani e romagnoli all'interno del Parco che non venivano più ispezionati dal 2021 e i siti romagnoli che sono stati colpiti nel 2023 dall'alluvione (----- e -----) o che avevano una percentuale rilevante di individui affetti da microsporidi (----- 10%).

Sito	Data 2021-2023	Data 2024	Corpo idrico	Versante
	9/7/2021	18/7/2024	Archiano	T
	2/8/2021	17/7/2024	Archiano	T
	9/7/2021	18/7/2024	Archiano	T
	18/7/2023	1/7/2024	V. del Rabbi	R
	28/7/2021	17/7/2024	Archiano	T
	4/7/2023	30/7/2024	V. del Rabbi	R
	10/7/2023	30/7/2024	V. del Montone e del Tramazzo	R
	24/9/2021	29/7/2024	V. del Rabbi	R
	11/7/2023	31/7/2024	V. del Montone e del Tramazzo	R
	17/7/2023	1/7/2024	V. del Rabbi	R

Tabella 1. Siti nel versante romagnolo (R) e toscano (T) del Parco dove sono stati effettuati i campionamenti con le date relative allo studio precedente e attuale, e il corpo idrico di appartenenza (B: Bidente, V: Valle).

Sito	Data (studio precedente)	Data (studio attuale)	Corpo idrico	Riserva	Versante
	20/8/2023	5/8/2024	B. di Ridracoli	Badia Prataglia	R
	19/8/2023	5/8/2024	B. di Ridracoli	Badia Prataglia	R
	19/8/2023	5/8/2024	B. di Ridracoli	Badia Prataglia	R
	20/8/2023	6/8/2024	Archiano	Camaldoli	T
	19/8/2023	5/8/2024	B. di Ridracoli	Badia Prataglia	R

Tabella 2. Siti nel versante romagnolo (R) e toscano (T) delle Riserve dove sono stati effettuati i campionamenti con le date relative allo studio precedente e attuale, il corpo idrico (B: Bidente) e la Riserva Statale di appartenenza.

Per ogni sito, al momento del monitoraggio, sono stati rilevati alcuni parametri, quali l'ampiezza dell'alveo (con rotella metrica), profondità massima dell'acqua (con metro a stecca) e temperatura dell'acqua (media di 3 letture con termometro, precisione 1°C). I siti monitorati presentavano acque con profondità massima che andava da 45 ai 100 cm (escludendo le pozze troppo profonde per campionare ossia, oltre i 100 cm), un fondo prevalentemente coperto da massi e ciottoli, corrente moderata e una temperatura dell'acqua tra 13 e 18.5°C, escluso il sito ----- (unico sito in ambiente lentic) che presentava una temperatura di 19°C (Tabelle 3 e 4).

Siti	Altitudine (m s.l.m.)	Ampiezza (m)	Profondità max (cm)	Temperatura (°C)
	770	1.3	50	17
	485	4	50	17
	735	4.5	100	17
	675	2.5	70	16
	495	4	60	17
	610	4	60	16
	510	2	45	18.5
	620	5	>100	17
	555	10	>100	16
	680	2	100	17

Tabella 3. Altitudine (m s.l.m.), ampiezza del letto (m), profondità massima dell'acqua (cm) e temperatura media dell'acqua (°C) dei siti campionati nel Parco.

Siti	Altitudine (m s.l.m.)	Ampiezza (m)	Profondità max (cm)	Temperatura (°C)
	700	1.5	130	13
	586	6	100	18
	700	3	60	16
	922	-	>100	19
	583	2	100	16

Tabella 4. Altitudine (m s.l.m.), ampiezza del letto (m), profondità massima dell'acqua (cm) e temperatura media dell'acqua (°C) dei siti campionati nelle Riserve. *Laghetto di Metaledo.

Per ogni sito di campionamento, seguendo in parte le linee guida ISPRA (Scalici et al., 2020), è stato percorso un transetto di 100 m da un numero variabile di operatori (minimo 2, massimo 4 operatori per transetto). L'attività è stata svolta dal crepuscolo in poi, essendo questo il momento della giornata di maggiore attività per il gambero nativo di fiume: infatti, i transetti sono stati percorsi con l'ausilio di torce frontali, procedendo controcorrente per evitare di intorbidire l'acqua durante il campionamento. Gli individui, avvistati mentre camminavano sul fondo oppure trovati sotto sassi e radici, sono stati catturati a mano, misurati e poi rilasciati in loco.

Tutti i dati acquisiti sono stati riportati su un'apposita scheda di campo. Per ogni gambero è stata misurata la lunghezza del cefalotorace (CL, dalla punta del rostro all'inserzione dell'addome) con un calibro (precisione 0.1 mm) ed è stato determinato il sesso. Per gli individui con CL inferiore a 10 mm non è stato determinato il sesso; questi non sono stati misurati e sono stati considerati giovanili (J). I gamberi con CL inferiore a 25 mm sono stati considerati piccoli (P) e non riproduttivi, mentre gli esemplari con CL maggiore o uguale a 25 mm grandi (G) e riproduttivi (Pratten, 1980). Sono stati riportati anche individui in muta e la presenza di eventuali mutilazioni alle chele.

È stata anche verificata la presenza di organismi simbionti, parassiti e/o malattie, in particolare, *Branchiobdella italica* (Canegallo, 1929), un anellide abbastanza diffuso nel territorio del Parco (Gherardi et al., 2002). I branchiobdellidi (Anellidi Clitellati) sono ectosimbionti obbligati principalmente di gamberi della famiglia Astacoidea. Recenti lavori hanno mostrato come questi anellidi possano esercitare effetti sia positivi che negativi sui loro ospiti e, in alcuni casi, influenzare la crescita e la sopravvivenza dei gamberi (Brown et al., 2002, 2012; Lee et al., 2009). È stata annotata anche la presenza della cosiddetta ruggine dei gamberi, una micosi provocata dal fungo del genere *Fusarium* (Link, 1809), che determina lesioni alle branchie e ai muscoli e che può portare alla morte l'individuo per infezioni batteriche secondarie. Infatti, i punti di infezione che esternamente si presentano come macchie nere-rossastre, da cui il nome, possono degenerare fino a vere e proprie lacerazioni. Un'altra importante infezione che può colpire *A. pallipes* complex e che è stata

considerata in questo monitoraggio è la microsporidiosi, nota anche come malattia della porcellana o malattia della coda di cotone, rilevata per la prima volta nel Parco nei monitoraggi precedenti (Morbidelli et al., 2023). Questa infezione parassitaria cronica causa la progressiva perdita delle funzioni muscolari e infine la morte dell'ospite. Il tipico sintomo macroscopico di microsporidiosi è rappresentato da un visibile imbiancamento del tessuto muscolare addominale (Paolini et al., 2022). Durante il campionamento nei vari siti è stata riportata l'eventuale presenza di microsporidi negli individui raccolti.

Per le femmine è stato valutato lo stato riproduttivo attraverso le *glair glands* e l'eventuale presenza di uova o piccoli. Quando le femmine sono pronte per l'accoppiamento, presentano la parte ventrale dell'addome con *glair glands* sviluppate, cioè particolarmente bianche (Reynolds, 2002). Queste ghiandole, prima della deposizione delle uova, rilasciano un muco traslucido sul lato inferiore del torace e dell'addome, assicurando sia la fecondazione delle uova che l'attaccamento delle uova ai pleopodi e, successivamente, permettendo l'adesione degli individui appena nati fino alla prima muta. Nel sito di Metaletto, invece, essendo un laghetto artificiale di 1500 m² circa, situato all'interno della Riserva Biogenetica di Camaldoli, sono state utilizzate due tipologie di nasse: una cilindrica, di dimensioni 30x60 cm, con due ingressi con inganno e maglie da 12 mm, e un'altra rettangolare, di dimensioni 25x25x50 cm, con gli inganni meno stretti e con maglie da 5 mm (più adatta a catturare individui piccoli). Sono state disposte 10 nasse in totale, 7 cilindriche e 3 rettangolari, lungo tutta la sponda del lago. L'esca era costituita da una scatoletta di cibo per gatti forata numerose volte da parte a parte e poi inserita nella nassa. Le nasse sono state installate assicurandosi che rimanesse una parte sempre emersa per garantire che le specie non target catturate, ad esempio anfibi e rettili, potessero sopravvivere fino al controllo successivo. Le nasse sono state lasciate in acqua per 24 ore e per i gamberi catturati sono stati annotati gli stessi dati e i parametri descritti in precedenza.

Durante i monitoraggi, sono stati riportati anche eventuali segni di presenza del procione come impronte e resti di predazione sul gambero. Il consumo degli adulti da parte del procione riguarda soprattutto l'addome e, spesso, il cefalotorace e le chele vengono lasciati intatte, o quasi, lungo le rive o nel letto del torrente (Boscherini et al., 2020; Boncompagni et al., 2021). Gli altri possibili predatori presenti nell'area di studio non attuano questa modalità di predazione.

Analisi dei dati

In alcuni casi, dove i gamberi erano assenti o presenti con numeri molto bassi, non è stato possibile eseguire nessuna, o alcune, delle analisi statistiche. Le analisi sono state condotte con il software

RStudio (R version 4.3.2 (2023-10-31 ucrt)) e per tutti i test è stato considerato un livello di significatività (α) pari a 0.05. È stato effettuato un confronto tra i dati ottenuti nel 2024 con quelli ottenuti nel 2021 o nel 2023 a seconda del sito. La normalità dei dati è stata controllata attraverso il test di Shapiro-Wilk. Per confrontare dati dipendenti (ovvero lo stesso sito campionato in anni diversi) è stato eseguito il test non parametrico di Wilcoxon a due campioni non indipendenti (V), o il test t di Student per dati appaiati (t). Per questo studio, il CPUE, Catch Per Unit Effort, corrisponde al numero di gamberi per lo sforzo di campionamento, cioè il numero di operatori per un transetto di 100 m. Solamente per il sito di -----, il CPUE corrisponde al numero di gamberi catturati ogni 10 nasse (lo stesso numero di nasse è stato usato nei monitoraggi precedenti) in una notte. Per ogni sito singolarmente è stato eseguito il test chi quadrato (χ^2), per confrontare le frequenze dei sessi (sex-ratio: M/F), delle due classi di taglia (G/P) e dei sessi per taglia. Per confrontare la distribuzione delle dimensioni del cefalotorace dei maschi con quella delle femmine, è stato utilizzato il test non parametrico di Mann Whitney a due campioni indipendenti (W) oppure, nel caso di due distribuzioni normali, il test t di Student per campioni indipendenti (t).

Action-cam

Nel 2024, è stato provato anche un nuovo metodo di monitoraggio, che consisteva nell'utilizzo di due action-cam subacquee. L'obiettivo di questo primo anno è stato saggiare e mettere a punto il metodo per verificarne l'efficacia e la fattibilità di notte (dal momento che attualmente nei pochi casi dove vengono utilizzate sono collocate di giorno) per vedere se fosse possibile monitorare quelle popolazioni composte da pochi individui che potrebbero essere disturbati dal classico metodo dei transetti notturni di 100 m. La camera è stata fissata a un contenitore di plastica (forato per facilitare la fuoriuscita di aria), appoggiato sul fondo del torrente e appesantito da alcuni sassi presi in loco così da non essere spostato dalla corrente. Davanti al contenitore era presente un altro contenitore forato, più piccolo, con all'interno del cibo per gatti che fungeva da esca. I due contenitori sono stati entrambi fissati ad una listella di plastica. Al di sotto della camera, è stata aggiunta anche una luce bianca a led a due intensità (Figura 1). Sono state effettuate delle prove con la luce bianca e alcune con la luce rossa, applicando dei fogli rossi di plastica. La luce bianca e quella rossa sono state usate sia ad alta che a bassa intensità. La camera, una volta posizionata, veniva attivata e la registrazione del video andava avanti fino all'esaurimento della batteria per una durata di circa un'ora e 20 minuti. In altri casi l'accensione è stata programmata. Il metodo è stato provato in 4 siti del Parco (-----, ---, -----, -----) e in 2 siti nelle Riserve (-----, -----) per testare le diverse modalità e condizioni.



Figura 1. Action-cam in funzione.

RISULTATI

Parco

Nel 2024 il CPUE è risultato significativamente maggiore a quello del periodo 2021-2023 per tutti i siti indagati considerati insieme e per solo i siti romagnoli. La sex-ratio non ha subito cambiamenti importanti e continua a indicare un numero maggiore di femmine. Il rapporto tra gli individui riproduttivi e non riproduttivi mostra una tendenza all'aumento dei primi, seppur in maniera non significativa (Tabella 5 e 6).

Sito	Versante	CPUE		M/F		G/P	
		2021-23	2024	2021-23	2024	2021-23	2024
	T	1	7	0	0.8	0	2.5
	R	20	58	0.3	0.7	5.8	2.9
	T	3	2	1	0	1	-
	T	0	1	-	-	-	-
	T	3	7	0.5	0.5	0.5	0.5
	R	80	115	0.8	0.6	1.6	1.1
	R	5	31	1	0.9	0.6	2.4
	R	106	129	0.6	0.5	2.2	3.1
	R	15	107	0.7	0.7	21	1.9
	R	49	88	0.7	1.1	1.1	0.6

Tabella 5. Catch Per Unit Effort (CPUE), sex-ratio (M/F con M: maschi; F: femmine) e classi di taglia (G/P con G: grandi; P: piccoli) dei siti campionati nel Parco nel periodo 2021-23 e nel 2024. T: toscano; R: romagnolo.

Parco			Versante toscano			Versante romagnolo		
CPUE	2021-23	10 (3-41.75)	2021-23	1.75 (± 1.5)	2021-23	45.83 (± 40.21)		
	2024	44.5 (7-102.2)	2024	4.25 (± 3.21)	2024	88 (± 37.2)		
	V	1.5	CPUE	t	-1.61	CPUE	t	-4.01
	n	10	df	3	df	5		
	p	0.01	p	0.21	p	0.01		
M/F	2021-23	0.62 (± 0.32)	2021-23	0.5 (± 0.5)	2021-23	0.68 (± 0.23)		
	2024	0.64 (± 0.31)	2024	0.43 (± 0.4)	2024	0.75 (± 0.22)		
	t	-0.13	M/F	t	0.13	M/F	t	-0.61
	df	8	df	2	df	5		
	p	0.9	p	0.91	p	0.57		
G/P	2021-23	1.35 (0.58-3.1)	2021-23	-	2021-23	1.9 (1.23-4.9)		
	2024	2.2 (0.98-2.6)	2024	-	2024	2 (1.3-2.78)		
	V	16	G/P	V	-	G/P	V	14
	n	8	n	-	n	6		
	p	0.8	p	-	p	0.56		

Tabella 6. Confronto nel tempo del Catch Per Unit Effort (CPUE), sex-ratio (M/F con M: maschi; F: femmine) e classi di taglia (G/P con G: grandi; P: piccoli) attraverso il test non parametrico di Wilcoxon (V) o il test t di Student per dati appaiati (t) dei siti campionati nel Parco nel periodo 2021-23 e nel 2024. Sono riportati la mediana (con il 1° e 3° interquartile) o la media (con la deviazione standard) e la dimensione del campione (n) o i gradi di libertà (df). I valori del p-value (p) significativi sono indicati in grassetto.

La sex-ratio delle popolazioni campionate nel 2024 è risultata essere spesso bilanciata, mentre, riguardo il rapporto tra individui piccoli e grandi, in molti siti sono stati trovati significativamente più individui grandi, tranne che nel sito ----- dove invece sono stati trovati più individui piccoli e non riproduttivi (Tabella 7). Nei siti di ----- e ----- è stata trovata una differenza significativa tra sessi per le due classi di taglia (più femmine grandi) (Tabella 8) e il confronto tra le misure del cefalotorace tra sessi ha evidenziato una differenza significativa solo a ----- (Tabella 9).

Sito	Totale	M	F	J	χ^2	p	G	P	χ^2	p
	7	3	4	0	0.14	0.71	5	2	1.29	0.26
	58	24	34	0	1.72	0.19	43	15	13.52	0.0002
	2	0	1	0	-	-	1	0	-	-
	1	1	0	0	-	-	1	0	-	-
	7	1	2	0	0.33	0.56	1	2	0.33	0.56
	172	64	103	5	9.11	0.003	90	82	0.37	0.54
	47	22	25	0	0.19	0.66	33	14	7.68	0.006
	193	62	131	0	24.67	<0.0001	146	47	50.78	<0.0001
	160	57	78	25	3.27	0.07	104	56	14.4	0.0001
	88	45	42	1	0.1	0.75	32	56	6.55	0.01

Tabella 7. Confronto tra sessi (M: maschi; F: femmine; J: giovanili) e classi di taglie (G: grandi; P: piccoli) attraverso il test del chi quadrato (χ^2) dei siti campionati nel Parco nel 2024. I valori del p-value (p) significativi sono indicati in grassetto.

Sito	Tot	MG	FG	MP	FP	χ^2	p
	7	3	2	0	2	0.36	0.55
	58	17	26	7	8	0.03	0.86
	2	0	1	0	0	-	-
	1	1	0	0	0	-	-
	7	0	1	1	1	0	1
	172	26	64	38	39	6.51	0.01
	47	17	16	5	9	0.45	0.5
	193	39	107	23	24	7.07	0.008
	160	41	63	16	15	1	0.32
	88	14	18	31	24	0.83	0.36

Tabella 8. Confronto tra sessi per le due classi di taglia (M: maschi; F: femmine; G: grandi; P: piccoli) attraverso il test del chi quadrato (χ^2) dei siti campionati nel Parco nel 2024. I valori del p-value (p) significativi sono indicati in grassetto. Tot =totale di gamberi catturati.

Sito	CL M (mm)	CL F (mm)	t /W	df /n	p
	33.4 (± 6)	25.1 (± 9.6)	t= 1.47	df= 4.94	0.2
	36 (23.3-39)	34.5 (26.3-37)	W= 437	M= 24; F= 34	0.65
	-	36.5 (36.5-36.5)	-	-	-
	35 (35-35)	-	-	-	-
	22 (22-22)	32.3 (26.4-38.1)	-	-	-
	20 (17.4-30.3)	28 (17.5-33)	W= 2725.5	M= 64; F= 103	0.06
	26.5 (25-30.5)	35.5 (24-38.5)	W= 238.5	M= 22; F= 25	0.44
	27 (32-35)	32 (26-36)	W= 3225.5	M= 62; F= 131	0.03
	31 (22-38.5)	35 (30-38.8)	W= 1959.5	M= 57; F= 78	0.24
	19 (18-3)	20 (17-29.8)	W= 943.5	M= 45; F= 42	0.99

Tabella 9. Confronto tra sessi per la dimensione del cefalotorace (CL) attraverso il test non parametrico di Mann Whitney (W) o il test t di Student per dati indipendenti (t) dei siti campionati nel Parco nel 2024. I valori di CL riportano la mediana (con il 1° e 3° interquartile) o la media (con la deviazione standard). Viene riportata anche la dimensione del campione (n) o i gradi di libertà (df). I valori del p-value (p) significativi sono indicati in grassetto.

Sito	Tot	Tot F	F mature	Mutilati	Branchiobdellidi	Ruggine	Microsporidi	Blu
	7	4	1 (25)	0	0	0	0	0
	58	34	0	4 (7)	42 (72)	1 (2)	0	3 (5)
	2	1	0	0	1 (50)	0	0	0
	1	0	0	0	1 (100)	0	0	0
	7	2	1 (50)	2 (29)	3 (43)	0	0	0
	172	103	23 (22)	15 (9)	72 (42)	0	0	11 (6)
	47	25	6 (24)	5 (11)	1 (2)	0	0	0
	193	131	40 (31)	15 (8)	80 (41)	1 (1)	6 (3)	38 (20)
	160	78	34 (44)	12 (8)	0	0	2 (1)	0
	88	42	2 (5)	18 (20)	47 (53)	1 (1)	0	6 (7)

Tabella 10. Numero totale di gamberi (Tot) e numero totale di femmine (Tot F), numero e percentuale tra parentesi di individui di femmine mature, individui con una o entrambe le chele mutilate, con branchiobdellidi o "ruggine" o microsporidi, e gamberi blu nei siti campionati nel Parco nel 2024.

Riserve

Nel 2024, nelle Riserve, è stato trovato un numero maggiore di gamberi rispetto al periodo 2021-2023. Sono stati trovati più femmine e più individui grandi e riproduttivi, anche se non sono state trovate differenze statisticamente significative (Tabella 11 e 12).

Sito	CPUE		M/F		G/P	
	2023	2024	2023	2024	2023	2024
	13	146	1	0.58	2.33	2.56
	118	163	0.8	0.82	2.05	5.04
	14	158	0.91	0.53	3.2	4.1
	31	68	1.38	1	-	-
	37	68	1.07	1.19	1.33	3.53

Tabella 11. Catch Per Unit Effort (CPUE), sex-ratio (M/F con M: maschi; F: femmine) e classi di taglia (G/P con G: grandi; P: piccoli) dei siti campionati nelle Riserve nel periodo 2021-23 e nel 2024.

	2023	31 (14-37)
	2024	146 (68-158)
CPUE	V/ t	V= 0
	n/df	n= 5
	p	0.06
	2023	1.03 (± 0.22)
	2024	0.82 (± 0.28)
M/F	V/t	t= 1.81
	n/df	df= 4
	p	0.14
	2023	2.23 (± 0.77)
	2024	3.81 (± 1.04)
G/P	V/t	t= -2.54
	n/df	df= 3
	p	0.08

Tabella 12. Confronto nel tempo del Catch Per Unit Effort (CPUE), sex-ratio (M/F con M: maschi; F: femmine) e classi di taglia (G/P con G: grandi; P: piccoli) attraverso il test non parametrico di Wilcoxon (V) o il test t di Student per dati appaiati (t) dei siti campionati nelle Riserve nel periodo 2021-23 e nel 2024. Sono riportati la mediana (con il 1° e 3° interquartile) o la media (con la deviazione standard) e la dimensione del campione (n) o i gradi di libertà (df). I valori del p-value (p) significativi sono indicati in grassetto.

Nel 2024, a ----- e----- erano presenti più femmine e, in tutti i siti, più individui riproduttivi. Solo a tutti gli individui erano grandi (Tabella 13). Non è stata rilevata alcuna differenza significativa tra sessi per classi di taglia e dimensione del cefalotorace, ad eccezione di Metaletto dove i maschi erano più grandi delle femmine (Tabella 14, 15). Non sono stati trovati gamberi blu.

Sito	Totale	M	F	J	χ^2	p	G	P	χ^2	p
	146	51	88	7	9.85	0.002	105	41	28.05	<0.0001
	163	73	89	1	1.58	0.2	136	27	72.89	<0.0001
	158	54	102	2	14.77	0.0001	127	31	58.33	<0.0001
	68	34	34	0	0	1	68	0	-	-
	68	37	31	0	0.53	0.47	53	15	21.24	<0.0001

Tabella 13. Confronto tra sessi (M: maschi; F: femmine; J: giovanili) e classi di taglia (G: grandi; P: piccoli) attraverso il test del chi quadrato (χ^2) dei siti campionati nelle Riserve nel 2024. I valori del p-value (p) significativi sono indicati in grassetto.

Sito	Tot	MG	FG	MP	FP	χ^2	p
	146	35	70	16	18	1.53	0.2
	163	58	78	15	11	1.43	0.2
	158	42	85	12	17	0.4	0.5
	68	34	34	0	0	-	-
	68	31	22	6	9	0.95	0.3

Tabella 14. Confronto tra sessi per le due classi di taglia (M: maschi; F: femmine; G: grandi; P: piccoli) attraverso il test del chi quadrato (χ^2) dei siti campionati nelle Riserve nel 2024. I valori del p-value (p) significativi sono indicati in grassetto. Tot =totale di gamberi catturati.

Sito	CL M (mm)	CL F (mm)	t/W	df/n	p
	30.4 (\pm 11.2)	31.6 (\pm 9)	t= -0.67	df= 87	0.5
	32 (26-38.5)	34 (30-38)	W= 3016	M= 73; F= 89	0.4
	30.5 (25.3-39.8)	36 (30.5-38.8)	W= 2462.5	M= 54; F= 102	0.3
	46 (44-49)	42 (38.5-44)	W= 922	M= 34; F= 34	<0.0001
	32.3 (\pm 8.1)	30.1 (\pm 7.5)	t= 1.15	df= 65	0.3

Tabella 15. Confronto tra sessi per la dimensione del cefalotorace (CL) attraverso il test non parametrico di Mann Whitney (W) o il test t di Student per dati indipendenti (t) dei siti campionati nelle Riserve nel 2024. I valori di CL riportano la mediana (con il 1° e 3° interquartile) o la media (con la deviazione standard). Viene riportata anche la dimensione del campione (n) o i gradi di libertà (df). I valori del p-value (p) significativi sono indicati in grassetto.

Sito	Tot	Tot F	F mature	Mutilati	Branchiobdellidi	Ruggine	Microsporidi
	146	88	45 (51)	17 (12)	102 (70)	2 (1)	4 (3)
	163	89	32 (36)	15 (9)	131 (80)	3 (2)	1 (1)
	158	102	53 (52)	24 (15)	127 (80)	0	0
	68	34	21 (62)	5 (7)	66 (97)	0	0
	68	31	2 (6)	7 (10)	0	0	0

Tabella 16. Numero totale di gamberi (Tot) e numero totale di femmine (Tot F), numero e percentuale tra parentesi di individui di femmine mature, individui con una o entrambe le chele mutilate, con branchiobdellidi o “ruggine” o microsporidi, e gamberi blu dei siti campionati nelle Riserve nel 2024.

Action cam

Dai video ottenuti dalle varie prove, è stato osservato che i gamberi venivano attratti dall’odore dell’esca (Figura 2), che non erano disturbati né dalla camera (o dalla struttura) né dalla luce (sia bianca che rossa) e che le riprese permettevano di identificare gli individui intorno all’esca.



Figura 2. Fermo immagine di una ripresa effettuata durante una prova di monitoraggio con action-cam.

DISCUSSIONE

Nel 2024, il Catch Per Unit Effort (CPUE) è aumentato rispetto al periodo 2021-2023, sia nel Parco che nelle Riserve, anche se l'aumento è risultato significativo solo per i siti del versante romagnolo del Parco, in particolare a ----- e----- dove le popolazioni erano poco abbondanti nel 2023. Questo cambiamento è importante in quanto, avendo indagato maggiormente la zona settentrionale del versante romagnolo del Parco, sembra confermare l'ipotesi che le forti piogge di maggio- giugno 2023, che avevano colpito l'Emilia-Romagna e che avevano determinato un aumento notevole nella portata dei torrenti, potrebbero aver favorito il trasporto a valle di molti individui, determinando una diminuzione importante della popolazione all'epoca dei campionamenti. In Toscana, invece, è stato possibile accertare la presenza di *A. pallipes* complex in tutti i siti indagati ma con valori di CPUE molto bassi (come nel 2021) che confermano il pericolo di estinzione di queste popolazioni. Tuttavia, anche nei monitoraggi del 2016 le popolazioni di questi siti erano poco abbondanti e il procione era già presente da qualche anno in zona: il suo impatto predatorio su popolazioni così piccole potrebbe averne determinato rapidamente il collasso e, anche se attualmente il procione viene controllato nell'area, è plausibile ipotizzare che la loro ripresa sarà lenta.

Un altro risultato positivo è stato trovato nelle Riserve dove, dopo gli scarsi risultati del 2023 dovuti sia alla predazione da parte del procione che, forse, anche in questo caso, alle forti piogge, le popolazioni sono risultate essere abbondanti. Anche la popolazione di ----- è risultata essere in crescita rispetto al 2023, seppur sotto la media di anni precedenti (2020 e 2022 per esempio).

In generale, la sex-ratio e il rapporto tra giovani e adulti è rimasto pressoché invariato, con un numero rilevante di femmine e individui riproduttivi che supportano il mantenimento delle popolazioni, soprattutto in Romagna e nelle Riserve.

Si conferma la presenza dell'ectosimbionte *B. italica*, anche con notevoli percentuali di individui parassitati (Tabelle 10 e 16), che non sembra, però, influenzare negativamente le popolazioni del gambero. Per quanto riguarda i gamberi con i sintomi della microsporidiosi (Tabella 10 e 16), nei siti Di ----- e ----- invaso sono stati trovati per la prima volta individui con la tipica colorazione bianca della muscolatura addominale. Considerando quindi i siti dove la malattia è stata accertata nel 2023, è possibile confermare che l'area interessata continua a essere maggiormente la zona settentrionale del versante romagnolo, anche se ad ----- nel 2024 non sono stati trovati individui infetti

È stata confermata la presenza di gamberi che, a causa di una modificazione genetica, sono caratterizzati da una colorazione blu più o meno accesa (Tabella 10). Nel 2024 ne sono stati trovati

alcuni per la prima volta nel sito di -----, confermando che, all'interno dell'area del Parco, i gamberi blu sono presenti solo nella zona settentrionale del versante romagnolo.

Per quanto riguarda le action-cam, i test preliminari hanno mostrato e confermato la loro potenzialità di utilizzo per il monitoraggio anche in ore notturne per segnalare l'eventuale presenza della specie in un sito. Il prossimo anno si procederà al loro impiego in maniera più sistematica.

CONCLUSIONI

I risultati del monitoraggio del gambero di fiume 2024 mostrano un aumento delle popolazioni indagate nella parte romagnola del Parco e nelle Riserve rispetto al 2023. Per le popolazioni toscane, non è stata rilevata alcuna differenza sostanziale tra il 2024 e il 2021-2023, ma, come detto, in questo caso va considerato l'effetto del procione che potrebbe aver pesantemente condizionato queste popolazioni già poco abbondanti nel 2016. Sarà interessante continuare a seguirle nel tempo per verificarne la possibile ripresa.

Si ricorda la necessità di continuare/intraprendere azioni gestionali, come il controllo delle specie aliene invasive presenti e la prevenzione contro nuove introduzioni; i controlli e sanzioni per la pesca, già illegale, di *A. pallipes* complex; la rimozione delle captazioni d'acqua per evitare che l'apporto idrico dei torrenti diminuisca ancora più velocemente di quanto già non avvenga a causa dei cambiamenti climatici; la chiusura degli scarichi diretti sui torrenti che abbassano la qualità delle acque e non le rendono compatibili con la presenza del gambero nativo di fiume.

Si sottolinea, infine, nuovamente l'importanza di organizzare attività di divulgazione e informazione per sensibilizzare la popolazione sulla situazione attuale del gambero nativo e promuovere l'adozione di buone pratiche, come la pulitura dell'attrezzatura dopo essere stati in un corso d'acqua, per evitare la diffusione involontaria della peste del gambero o di altre malattie.

RINGRAZIAMENTI

Si ringrazia il Parco Nazionale Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna per il supporto fornito durante l'attività di monitoraggio e il finanziamento erogato. In particolare, si ringraziano Davide Alberti per la logistica e la parte amministrativa-autorizzativa, i volontari del Parco del primo turno estivo, Stefano Severi della Cooperativa In Quietè e Asia Rossi per aver contribuito alla raccolta

dati. Un ringraziamento speciale va a Sara Forni per il significativo e costante supporto dato durante l'attività.

BIBLIOGRAFIA

Arrignon J. (1996). Il gambero d'acqua dolce e il suo allevamento. Edizioni Calderini, Bologna, 240 pp.

Boncompagni L., Ciampelli P., Fazzi P., Lucchesi M., Mazza G., Molfini M., Mori E., Petralia L. (2021). No country for native crayfish: importance of crustaceans in the diet of native and alien Northern raccoons. *Ethology Ecology and Evolution* 33: 576–590.

Boscherini A., Laurenzi A., Mazza G., Menchetti M., Mori E. (2020). Time is running out! Rapid range expansion of the invasive northern raccoon in central Italy. *Mammalia* 84: 98– 101. doi: 10.1515/mammalia-2018-0151.

Brown B.L., Creed R.P., Dobson W.E. (2002). Branchiobdellid annelids and their crayfish hosts: are they engaged in a cleaning symbiosis. *Oecologia (Berlin)* 132: 250–255.

Brown B.L., Creed R.P., Skelton J., Rollins M., Farrel K.J. (2012). The fine line between mutualism and parasitism: complex effects in a cleaning symbiosis demonstrated by multiple field experiments. *Oecologia (Berlin)* 170: 199–207.

Budnick W.R., Roth B., Nathan L.R., Thomas S.M., Smith K., Walker S.N., Herbst S. (2022). Evaluation of five trap designs for removal of invasive red swamp crayfish (*Procambarus clarkii* Girard, 1852) in Southern Michigan: catch per unit effort, body size, and sex biases. *Management of Biological Invasions* 13(2): 369–390.

Cenni F. (2001). *Austropotamobius pallipes* nel Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna: struttura di popolazione e tasso di infestazione da Branchiobdellidi. Ph.D. thesis. Florence: Università degli Studi di Firenze.

Gherardi F., Cenni F., Crudele G., Mori M. (2002). Infestation rate of branchiobdellids in *Austropotamobius pallipes italicus* from a stream of Central Italy: preliminary results. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture* 367: 785–792. doi: 10.1051/kmae:2002066

Lee J.H., Kim T.W., Choe J.C. (2009). Commensalism or mutualism: conditional outcomes in a crayfish symbiosis. *Oecologia (Berlin)* 159: 217–224.

Mancini A. (1986). *Astacicoltura. Allevamento e pesca dei gamberi d'acqua dolce*. Edizioni Calderini, Bologna, 180 pp.

Mazza G., Agostini N., Aquiloni L., Carano G., Gherardi F., Inghilesi A.F., Tricarico E. (2011). The indigenous crayfish *Austropotamobius pallipes* complex in a national park of central Italy. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 401: 12.

Mazza G., Cianferoni F., Inghilesi A.F., Innocenti G., Stasolla G., Tricarico E., Zoccola A. (2017). Native crab and crayfish cooccurrence: first evidence in Europe. *Biologia* 72: 790– 795. doi:10.1515/biolog-2017-0086.

Morbidelli M. (2022). Il gambero nativo di fiume *Austropotamobius pallipes* complex nel Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi: stato di conservazione e minacce. Tesi magistrale in Scienze della Natura e dell'Uomo. Università degli Studi di Firenze.

Morbidelli M., Rossi A., Tricarico E. (2023). Monitoraggio del gambero nativo di fiume *Austropotamobius pallipes* complex nel Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi. Terzo report tecnico

Paolini V., Basso A., Fea G., Ghia D., Contini M. C. Garofolin, A. Pretto T. (2022). Distribution of microsporidian parasites in white-clawed crayfish of the North-Western Apennines. *Italian Journal of Freshwater Ichthyology*, 8(1), 27-32.

Pratten D.J. (1980). Growth in the crayfish *Austropotamobius pallipes* (Crustacea: Astacidae). *Freshwater Biology* 10: 401–402.

Reynolds J.D. (2002). Growth and reproduction. In: *Biology of freshwater crayfish*, ed. Holdich D.M., pp. 152–191. Oxford UK: Blackwell Science.

Scalici M., Aquiloni L., Carticato G., Chiesa S., Ciutti F., Dörr A. J. M., Elia C., Fea G., Ghia D., Inghilesi A., Innocenti G., Mazza G., Prearo M., Tricarico E. (2020). Linee guida per la conoscenza e il corretto monitoraggio dei decapodi dulcicoli in Italia. AIIAD.

Tricarico E., Ciampelli P., De Cicco L., Marsella S.A., Mazza G., Petralia L., Rossi B., Zoccola A. (2021). How raccoons could lead to the disappearance of native crayfish in central Italy. *Frontiers in Ecology and Evolution* 9: 681026. doi: 10.3389/fevo.2021.681026.