



ACTION PLAN
PER LA CONSERVAZIONE DI
AUSTROPOTAMOBIOUS
PALLIPES
IN ITALIA



ACTION PLAN

PER LA CONSERVAZIONE
USTROPOTAMOBIOUS
PALLIPES
IN ITALIA



Testi a cura di: Daniela Ghia, Gianluca Fea, Marzia Marrone, Federica Piccoli, Giovanna Lanciani, Tommaso Pagliani, Gherardo Fracassi

Pubblicazione realizzata nell'ambito del progetto LIFE08 NAT/IT/000352 – CRAINat con il contributo finanziario del programma “LIFE+ Natura e Biodiversità” della Commissione Europea.

Materiale fotografico di proprietà di: ERSAF-Regione Lombardia, Fondazione Mario Negri Sud, Università degli Studi di Pavia

Ogni parte del presente manuale può essere riprodotta o trasmessa in qualsiasi forma e con qualsiasi mezzo purché sia accompagnata dalla seguente dicitura:

2014 - AA.VV. - “Action plan per la conservazione di *Austropotamobius pallipes* in Italia”. Pubblicazione realizzata nell'ambito del progetto LIFE08 NAT/IT/000352 – CRAINat con il contributo finanziario del programma “LIFE+ Natura e Biodiversità” della Commissione Europea.

ISBN: 978-88-99329-00-6

Progetto grafico: REZIA DESIGN di Marco Brigatti - Sondrio

Stampato nel 2014 da: GRAFICA 5 - Arco (Tn)

Numero di copie cartacee: 2.500

Coordinatore progetto CRAINat: Provincia di Chieti

Partenariato: ERSAF Lombardia, Parco Nazionale Gran Sasso e Monti della Laga, Regione Abruzzo, Provincia di Isernia, Fondazione Mario Negri Sud

Co-finanziatore: Regione Lombardia

Responsabile Scientifico: Università degli Studi di Pavia

Gruppo di lavoro CRAINat:

Provincia di Chieti: Giancarlo Moca, Adalgisa Di Meo

ERSAF Lombardia: Paolo Nastasio, Bruna Comini, Gherardo Fracassi, Giuseppe De Franceschi, Battista Ghidotti

Fondazione Mario Negri Sud: Tommaso Pagliani, Marzia Marrone, Federica Piccoli, Daniela Sciarra, Roberto Calabrese, Nicola Celli, Barbara Mariani, Giuseppe Benedetti, Antonio Sese, Giuseppe Di Renzo, Biagio Salvatore, Giovanna Lanciani

Parco Nazionale Gran Sasso e Monti della Laga: Monica Di Francesco, Silvano Porfirio

Regione Abruzzo: Annabella Pace, Pierluigi Centore, Mabel Scoccia

Provincia di Isernia: Pasqualino De Benedictis, Ido De Vincenzi, Francesca Petrocelli, Damiano Santillo

Università degli Studi di Pavia: Pietro Angelo Nardi, Gianluca Fea, Daniela Ghia, Franco Bernini

Università degli Studi del Piemonte Orientale: Alessandro Negri, Irene Pellegrino

Sito web: www.lifecrainat.eu

INDICE

PARTE I: INQUADRAMENTO GENERALE E NORMATIVO DELLA SPECIE.....	5
1. DESCRIZIONE GENERALE DEL GAMBERO DI FIUME <i>Austropotamobius pallipes</i>	5
1.1 Posizione sistematica e genetica	5
1.2 Morfologia	6
BOX 1. Chiave di riconoscimento	7
1.3 Distribuzione in tempi storici ed attuale	8
1.4 Habitat ed etologia	9
1.5 Alimentazione	9
1.6 Crescita e riproduzione	9
2. MINACCE E FATTORI LIMITANTI	13
2.1 Cambiamenti climatici	13
2.2 Isolamento delle popolazioni	13
2.3 Degrado ambientale e captazione idrica	13
2.4 Principali patologie	14
BOX 2. L'afanomicosi	15
2.5 Diffusione delle specie alloctone	20
2.6 Bracconaggio	20
2.7 Limitata conoscenza della specie	20
3. ASPETTI NORMATIVI	21
3.1 Status legale del taxon	21
3.2 Disposizioni normative internazionali	21
3.3 Disposizioni normative comunitarie	22
3.4 Disposizioni normative nazionali	22
3.5 Disposizioni normative e regolamenti regionali	24
PARTE II: STUDIO DELLE POPOLAZIONI NATURALI E DEGLI HABITAT	27
4. STUDIO DELLE POPOLAZIONI NATURALI	27
4.1 Censimento delle popolazioni	27
4.1.1 Reperimento di dati storici e pregressi	27
4.1.2 Individuazione dell'area di studio	27
4.1.3 Metodi di indagine e validazione	27
4.1.4 Scheda per il censimento e attrezzatura	29
4.2 Disegno di campionamento	29
4.2.1 Area, tipo, unità di campionamento	29
4.2.2 Metodi per minimizzare la variabilità tra operatori	29
4.3 Metodi di campionamento delle popolazioni	29
4.3.1 Metodi qualitativi	31
4.3.2 Metodi quantitativi	31
4.3.3 Metodi di marcatura	31
4.4 Metodi di valutazione delle popolazioni	32
4.4.1 Stima attraverso indici semi-quantitativi	32
4.4.2 Stima attraverso indici quantitativi	33
4.4.3 Elaborazione di quadri demografici	33
4.5 Caratterizzazione genetica	34
4.5.1 Inquadramento tassonomico	34
4.5.2 Variabilità genetica delle popolazioni	34
4.5.3 Metodiche utilizzate	34
5. VALUTAZIONE DELLO STATUS DELL'HABITAT	36
5.1 Valutazione ambientale	36
5.2 Caratterizzazione chimico-fisica delle acque	37

5.3 Valutazione del Deflusso Minimo Idoneo per la specie	38
BOX 3. La modellazione a meso-scala per la conservazione di <i>A. pallipes</i> nel Progetto CRAINat	40
5.4 Metodologie per la realizzazione di un modello di idoneità ambientale per la specie	41
6. STRATEGIE DI CONSERVAZIONE	42
6.1 Conservazione <i>in situ</i>	43
6.1.1 Gestione diretta delle popolazioni	43
6.1.1.1 Realizzazione di siti rifugio: il ruolo delle source area e degli stagni multifunzionali	43
BOX 4. Le <i>source areas</i> e gli stagni multifunzionali del Progetto CRAINat	44
6.1.1.2 Controllo e/o eradicazione di specie esotiche di gambero	45
6.1.1.3 Limitazioni del prelievo	46
6.1.1.4 Creazione e/o rinforzo di nuove popolazioni per spostamento di individui	46
6.1.2 Gestione degli habitat	47
6.1.2.1 Riqualficazione e restauro ecologico	47
6.1.2.2 Aree protette e siti Natura 2000	47
6.1.2.3 Reti ecologiche: deframmentazione fluviale	48
6.1.2.4 Ripristino delle portate minime idonee	48
BOX 5. Gli interventi di riqualficazione fluviale nel Progetto CRAINat	48
6.2 Conservazione <i>ex situ</i>	50
6.2.1 Allevamento a scopo di reintroduzione e/o di rinforzo	50
BOX 6. I centri di riproduzione del Progetto CRAINat	51
6.3 Interventi di conservazione in Italia: stato dell'arte	52
PARTE III – RIPRODUZIONE IN CATTIVITÀ	53
7. ASPETTI PROGETTUALI DEI CENTRI DI RIPRODUZIONE	53
BOX 7. Aspetti gestionale-sanitari dei centri di riproduzione	53
7.1 Allestimento degli impianti e dettagli delle attrezzature	53
BOX 8. Caratteristiche dei centri di riproduzione del Progetto CRAINat	54
7.1.1 Allevamento in incubatoio	55
7.1.2 Allevamento esterno semi-naturale	56
7.1.3 L'acqua ed i sistemi idraulici	57
7.1.4 Attrezzature di base per l'allevamento	58
7.2 Strumentazione di monitoraggio da remoto	59
7.2.1 Le sonde per la rilevazione dei parametri chimico-fisici	59
7.2.2 Acquisizione, trasmissione, ricezione e trattamento dei dati	59
7.2.3 Manutenzione	59
8. ASPETTI GESTIONALI DEI CENTRI DI RIPRODUZIONE	60
8.1 Gestione dei riproduttori	60
8.1.1 Variabilità genetica	60
8.1.2 Scelta dei riproduttori	60
8.1.3 Fasi dell'allevamento	61
8.2 Gestione del novellame	61
8.3 Gestione periodica	62
8.4 Alimentazione	63
8.5 Monitoraggio e indicatori di successo	63
PARTE IV: I PIANI DI REINTRODUZIONE/RINFORZO	67
9. SCOPI ED OBIETTIVI GENERALI: I PIANI DI REINTRODUZIONE <i>SENSU</i> IUCN	67
9.1 Studio di fattibilità	68
9.2 Progetto esecutivo	70
9.3 Monitoraggio ex-post	70
10. IL PROGETTO DI REINTRODUZIONE DEL GAMBERO DI FIUME	71
10.1 Studio di fattibilità	71
10.1.1 Valutazione dei siti di rilascio	71

10.1.2 Valutazione delle popolazioni fonte di approvvigionamento dei riproduttori	72
10.2 Progetto esecutivo	74
10.2.1 Coordinamento e gestione.....	74
10.2.2 Piano finanziario	74
10.2.3 Ruoli e responsabilità tecnico-legali	74
10.2.1 Informazione e formazione dei soggetti coinvolti.....	75
10.2.4 Piano di comunicazione e sensibilizzazione della popolazione locale.....	75
10.2 Realizzazione.....	75
10.2.1 Stock idoneo di riproduttori e/o novellame.....	76
10.2.2 Trasporto	76
10.2.3 Rilascio.....	77
10.3 Monitoraggio <i>ex post</i>	77
10.3.1 Monitoraggio ambientale	78
10.3.2 Monitoraggio delle popolazioni	78
10.3.3 Indicatori di successo	78
10.3.4 Sorveglianza sanitaria	79
10.3.5 Antibracconaggio	79
10.3.6 Intervento e traslocazione	80
BOX 9. Protocollo di intervento e traslocazione del Progetto CRAINat.....	81
BIBLIOGRAFIA.....	85
RINGRAZIAMENTI	91
ALLEGATI	92

1. DESCRIZIONE GENERALE DEL GAMBERO DI FIUME

Austropotamobius pallipes

1.1 Posizione sistematica e genetica

POSIZIONE SISTEMATICA

Regno: Animale

Phylum: Artropoda

Classe: Crustacea

Ordine: Decapoda

Famiglia: Astacidae

Genere: *Austropotamobius* Skorikov, 1907

Specie: *A. pallipes* (Lereboullet, 1858) complex

NOMI COMUNI

gambero di fiume (Italia)

white-clawed crayfish (Gran Bretagna e Irlanda)

cangrejo de río (Spagna)

lagostim de pés brancos (Portogallo)

écrevisse à pattes blanches (Francia)

Dohlenkrebs (Austria e Germania)

rak (Croazia, Bosnia, Erzegovina e Montenegro)

koščak (Slovenia)

Dalla prima descrizione di Lereboullet nel 1858 come *Astacus pallipes*, lo stato tassonomico del gambero d'acqua dolce è stato soggetto, nel corso delle ultime sei decadi, a continue revisioni e ad un acceso dibattito scientifico con l'alternanza di sinonimi quali *Atlantoastacus* e *Austropotamobius*. I primi studi basati sui caratteri morfologici (Bott, 1950, 1972; Karaman, 1962; Brodsky, 1983) erano in disaccordo rispetto al livello tassonomico e ai nomi. In seguito anche con l'avvento della genetica molecolare la situazione non si è semplificata e numerosi sono gli studi a riguardo (Santucci *et al.*, 1997; Lörtscher *et al.*, 1998; Gouin *et al.*, 2001; Grandjean *et al.*, 2000, 2002).

Ad oggi *Austropotamobius pallipes* viene considerato come un complesso di specie con una robusta struttura genetica, sia a livello inter- sia intraspecifico (Souty-Grosset *et al.*, 2006). Il complesso è costituito da due specie distinte a livello genetico su base mitocondriale (16S mtDNA): *Austropotamobius pallipes* e *Austropotamobius italicus* (Faxon, 1914). Quest'ultima a sua volta si differenzia in quattro sottospecie: *A. i. carinthiacus* nell'Italia centrale e nord-occidentale; *A. i. carsicus* nel Nord-Est; *A. i. italicus* nell'Appennino tosco-emiliano; *A. i. meridionalis* nell'Italia centro-meridionale e nel Friuli Venezia Giulia (Fratini *et al.*, 2005; Cataudella *et al.*, 2010).

Questi dati hanno trovato conferma anche in studi condotti tramite l'analisi di sequenza della Citocromo Ossidasi I (COI mtDNA), un marcatore dotato di maggior variabilità genetica rispetto al 16S (Trontelj *et al.*, 2005; Zaccara *et al.*, 2005; Cataudella *et al.*, 2010; Pedraza-Lara *et al.*, 2010).

In particolare studi di genetica focalizzati sul bacino del fiume Po hanno dimostrato la presenza di entrambe le specie *A. pallipes* e *A. italicus* (Zaccara *et al.*, 2004) e di un'area di sovrapposizione nella provincia di Alessandria, dove le due specie sono risultate simpatriche in almeno due torrenti (Ghia *et al.*, 2006).

Invece i pochi studi basati sui dati morfologici e/o morfometrici non hanno trovato un carattere distintivo univoco (Ghia *et al.*, 2006; Bertocchi *et al.*, 2008), anzi in ambiente controllato sono nati ibridi dall'accoppiamento di femmine di *A. italicus* con maschi di *A. pallipes* (Ghia *et al.*, 2011). In quest'ottica si inserisce anche uno tra i più recenti studi a livello molecolare, dove l'utilizzo di marcatori nucleari (fingerprinting AFLP – Amplified Fragment Length Polymorphism) ha evidenziato un livello medio di differenziazione genetica e nessuna distinzione al livello geografico (Chiesa *et al.*, 2011).

1.2 Morfologia

Il corpo dei gamberi d'acqua dolce è rivestito da un esoscheletro chitinoso, in gran parte irrobustito dall'infiltrazione di sali di calcio, che raggiungono anche il 40% del peso secco; le articolazioni del corpo e quelle delle appendici non sono interessate dalla calcificazione e la flessibilità della chitina permette la mobilità delle articolazioni stesse (Mancini, 1986).

Il corpo è composto da due parti principali: il **cefalotorace** che risulta dalla fusione dei 14 segmenti e, partendo dal rostro, comprende la regione cefalica e quella toracica; e l'**addome** suddiviso in 6 segmenti, distinti tra loro, che termina con il telson (Fig. 1).

Il cefalotorace è costituito da sei segmenti cefalici e otto toracici e termina con una struttura triangolare chiamata "rosto". Il cefalotorace presenta due paia di antenne preorali (antennule e antenne), un paio di occhi peduncolati e composti, tre paia di appendici postorali (mandibole, mascelle I e mascelle II) e, nella regione toracica, cinque paia di arti. Questi si differenziano su base funzionale: il primo paio è trasformato in chele assai robuste e sviluppate, che rivestono fondamentale importanza nell'attacco, nella difesa e nell'accoppiamento; le successive due paia sono fornite di piccole chele con funzione prensile (chelipedi), mentre le ultime due ne sono sprovviste e sono utilizzate per la deambulazione.

L'addome è formato da sei segmenti articolati e termina con il "telson". Su ciascun segmento dell'addome sono presenti un paio di pleopodi: nelle femmine i pleopodi sono tutti uguali e svolgono la principale funzione di trattenere le uova durante il periodo di incubazione (Arrignon, 1996). Nei maschi, il primo paio di pleopodi è modificato a formare particolari appendici, i gonopodi, utilizzate per la fecondazione (questo è il principale carattere distintivo che permette di riconoscere maschi e femmine). In entrambi i sessi, i pleopodi dell'ultimo metamero addominale sono modificati, assumono una conformazione cosiddetta a "paletta" e prendono il nome di "uropodi".

L'ultima appendice addominale è il telson, la tipica formazione "a paletta", la cui funzione è quella di aumentare la spinta propulsiva all'indietro prodotta dalla muscolatura addominale e nelle femmine anche di contribuire alla protezione delle uova quando l'addome viene ripiegato su se stesso.

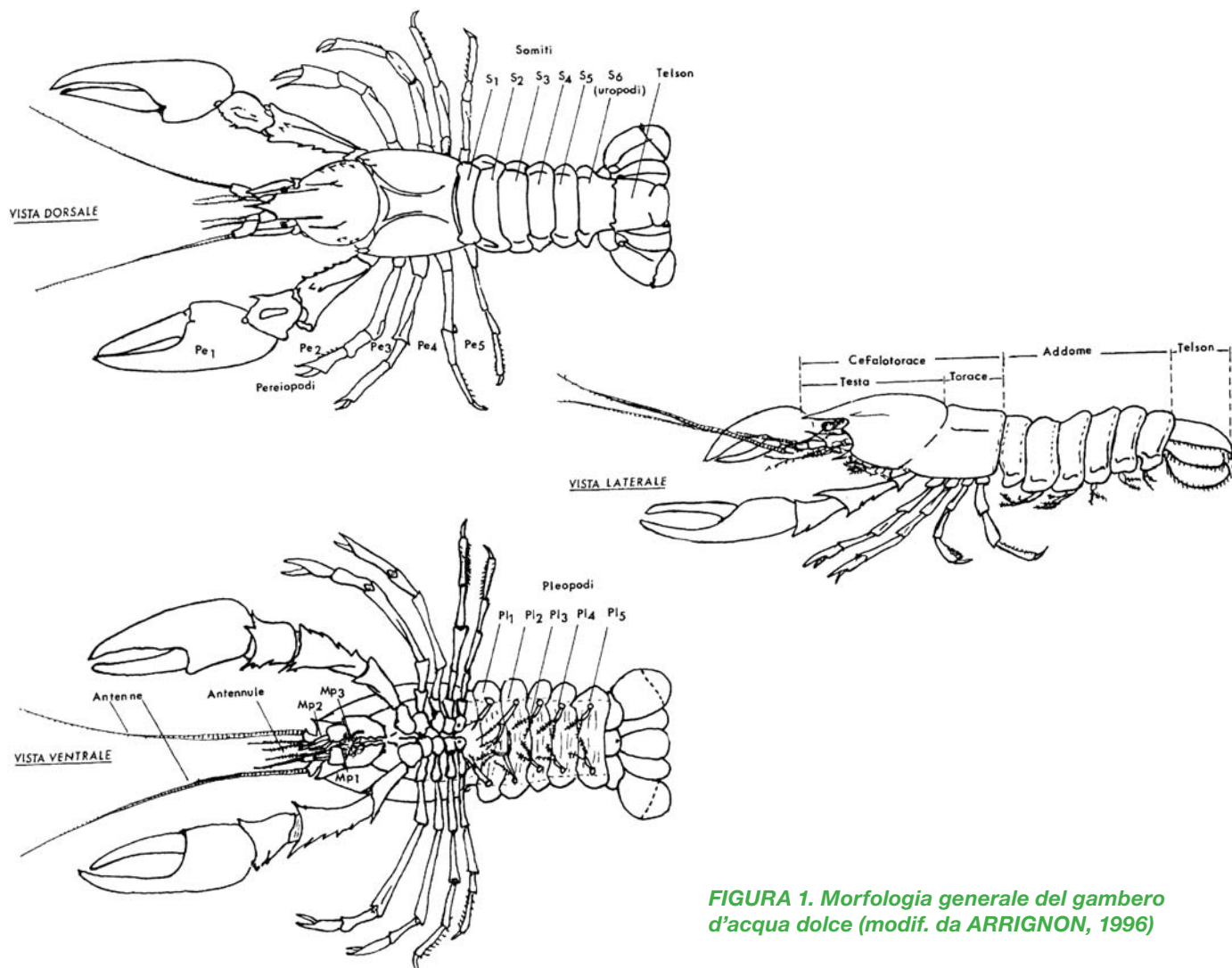


FIGURA 1. Morfologia generale del gambero d'acqua dolce (modif. da ARRIGNON, 1996)

BOX 1. CHIAVE DI RICONOSCIMENTO

La chiave di riconoscimento è strutturata come un percorso dove, per ogni caratteristica morfologica considerata, esiste una doppia possibilità di scelta. Si parte dalla presenza o assenza della spina del carpopodite e si sceglie di conseguenza l'opzione che corrisponde alla descrizione del gambero che si sta osservando, fino all'identificazione della specie (Figg. 2 e 3).

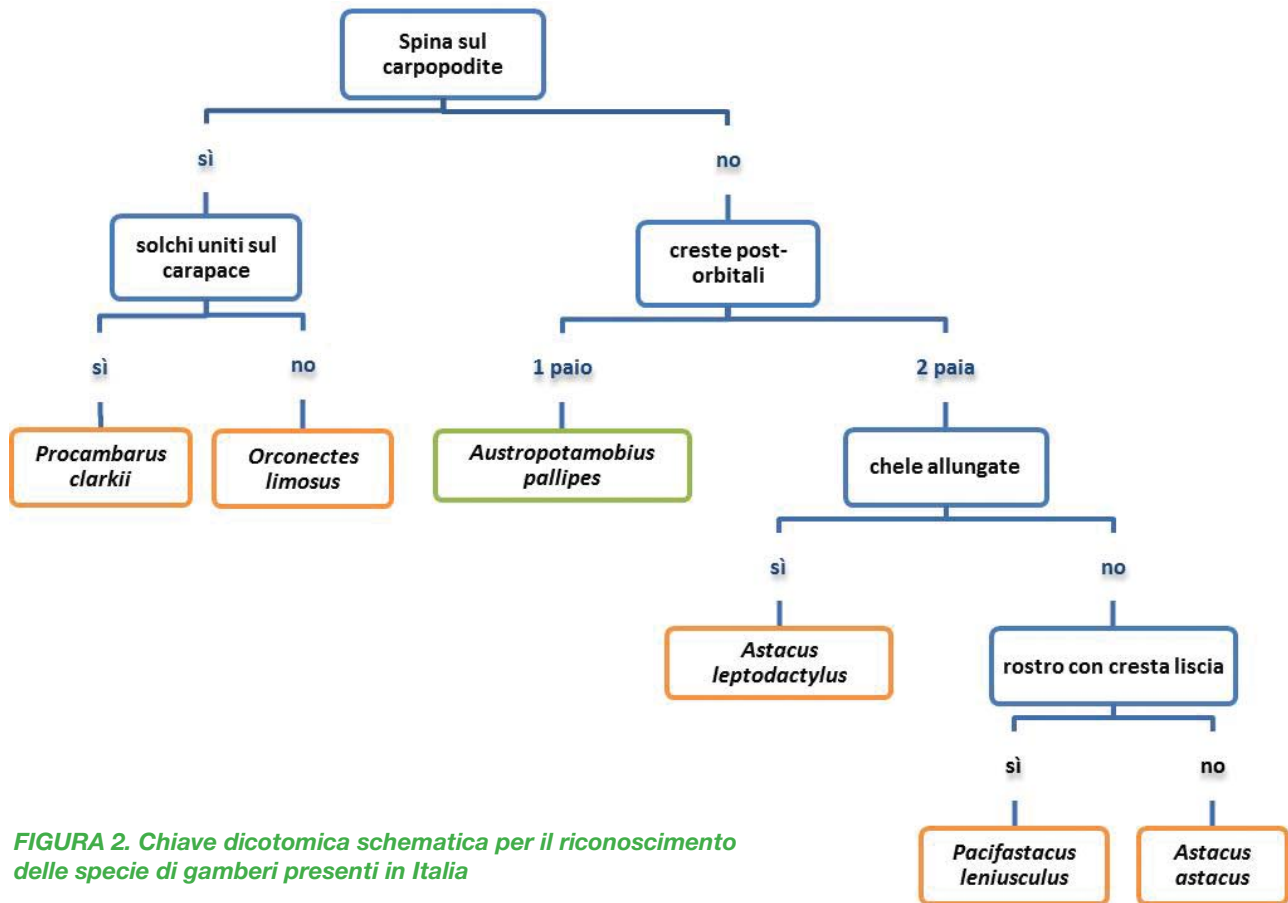
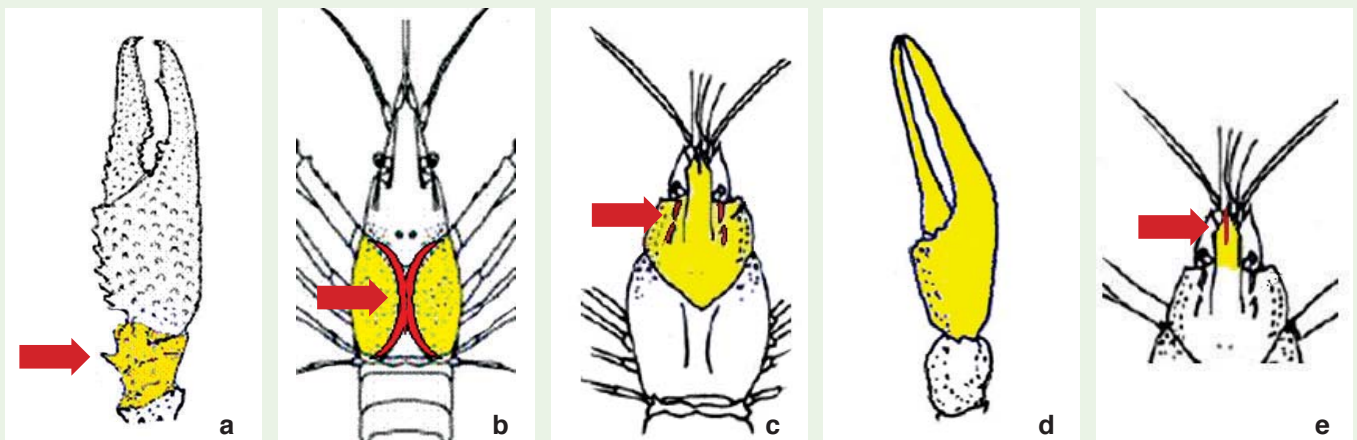


FIGURA 2. Chiave dicotomica schematica per il riconoscimento delle specie di gamberi presenti in Italia



Legenda: Spina sul carpopodite (Fig. 3a), solchi uniti sul carapace (Fig. 3b), creste post-orbitali (Fig. 3c), chele allungate (Fig. 3d), rostro con cresta liscia (Fig. 3e)

FIGURA 3. Legenda della chiave dicotomica

1.3 Distribuzione in tempi storici ed attuale

L'area di distribuzione di *A. pallipes* copre gran parte dell'Europa. Segnalazioni da 18 paesi europei sono state raccolte per la scheda relativa alla specie nell'*Atlas of Crayfish in Europe* (Souty-Grosset *et al.*, 2006). Ad ovest l'areale arriva al nord-ovest della Spagna, dopoché la specie si è estinta in Portogallo all'inizio di questo secolo; ad est il limite è costituito dal Montenegro, mentre a nord dalla Scozia e a sud dalla Spagna. In Germania, Liechtenstein, Austria, Corsica e Montenegro la specie ha una distribuzione limitata. Poiché in molte zone *A. pallipes* è stato introdotto, il suo areale originario è di complicata interpretazione. In Irlanda (Gouin *et al.*, 2003) e nel Regno Unito è stato traslocato in epoca medievale dai monaci francesi, che apprezzavano molto la carne dei gamberi (Gherardi, 2011); anche in Corsica (Arrignon, 1996) e nel Liechtenstein è stato traslocato in tempi storici e molto probabilmente anche in Austria, Spagna e Portogallo.

Come riportato dal Prof. Decio Vinciguerra (1899) in una relazione presentata alla Commissione Consultiva della Pesca alla fine del XIX secolo, lo stato dei gamberi d'acqua dolce in Italia risultava già gravemente compromesso e la distribuzione del gambero autoctono appariva drasticamente contratta rispetto al trentennio precedente soprattutto in molte località dell'Italia settentrionale, diminuzione imputata alle epizootie causate dalla peste del gambero (Ninni 1865). Visto l'elevato consumo umano della specie in alcune province italiane (Belluno, Sondrio, Como, Aquila, Perugia e Salerno) e l'esportazione di abbondanti quantitativi (oltre 100 kg al giorno prelevati da singoli corsi d'acqua) dall'Abruzzo e dall'Umbria verso vari mercati ittici italiani (Napoli, Roma, Firenze, etc.) e francesi, Vinciguerra proponeva già una più rigorosa regolamentazione della pesca del gambero, con un'estensione del divieto di pesca a tutto il periodo riproduttivo e l'individuazione di una taglia minima del pescato. Infine, l'autore auspicava lo sviluppo dell'astacicoltura, che avrebbe dovuto sostituirsi alla pesca per far fronte alla contrazione delle popolazioni naturali, e l'introduzione di altre specie particolarmente apprezzate dal mercato europeo (Morpurgo *et al.*, 2010).

La distribuzione attuale di *A. pallipes* complex in Italia è illustrata nella figura 4.

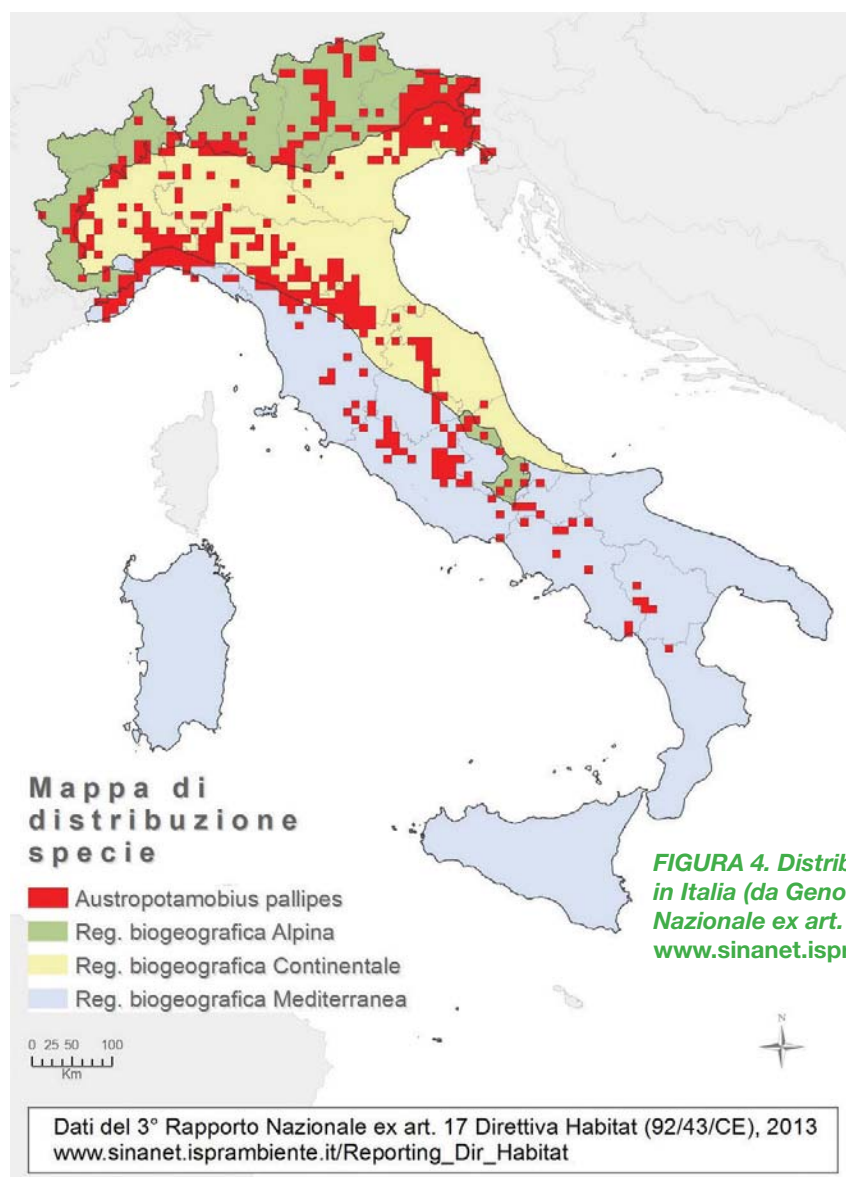


FIGURA 4. Distribuzione attuale di *A. pallipes* complex in Italia (da Genovesi *et al.*, 2014 - "Dati del 3° Rapporto Nazionale ex art. 17 Direttiva Habitat (92/43/CE), 2013 www.sinanet.isprambiente.it/Reporting_Dir_Habitat")

1.4 Habitat ed etologia

Il gambero è fondamentalmente un animale solitario con tendenze territoriali più accentuate nei maschi, soprattutto in concomitanza del periodo riproduttivo quando aumenta anche la mobilità erratica in entrambi i sessi. Pur non potendo essere definiti notturni, i gamberi hanno abitudini marcatamente crepuscolari e lucifughe.

A. pallipes si trova di solito in acque correnti limpide, ben ossigenate e moderatamente fredde, tipiche dei piccoli corsi d'acqua montani-collinari, nonché in quelle dei tratti alti dei grandi fiumi o addirittura dei laghi, purché ricevano un apporto costante di acque fresche. Tollera relativamente ampi intervalli di temperatura e di ossigeno (cfr. § 5.2), ma è strettamente stenoionico con valori ottimali di pH compresi tra 6,8 e 8, necessita di una concentrazione di calcio disciolto variabile tra 2.7 ppm e 140 ppm, con valori ottimali tra 50 e 100 ppm, e una concentrazione di HCO_3 da 6 a 430 ppm (Smith *et al.*, 1996).

La specie colonizza fondali ciottolosi, ghiaiosi, sabbiosi purché l'ambiente sia ricco di rifugi come anfratti rocciosi, tronchi e ceppi sommersi, radici di alberi, banchi di macrofite, lettiere di foglie e rami, e tane scavate dagli individui stessi lungo le rive (Arrignon, 1996). Habitat eterogenei riducono gli effetti della predazione sui giovani e diminuiscono il rischio di cannibalismo durante il periodo di muta nei gamberi adulti (Ackefors, 1996). I giovani sono più spesso confinati in aree con acqua poco profonda e molti rifugi, rispetto agli adulti.

A. pallipes è stato a lungo ritenuto un bioindicatore di qualità dell'acqua, tuttavia, sembra tollerante a un certo grado di eutrofizzazione e di acidità, con un valore medio di pH di 7,9 nei torrenti in Piemonte (Favaro *et al.*, 2010); è comunque sensibile all'inquinamento organico che riduce il livello di ossigeno nell'ambiente acquatico, e in particolare ai pesticidi (Favaro *et al.*, 2010). È stato quindi suggerito, dopo ampi dibattiti e numerose ricerche, che questo gambero sia da considerarsi piuttosto un indicatore di qualità degli habitat (qualità intesa soprattutto come eterogeneità di ambienti e disponibilità di rifugi), attribuendogli pertanto il ruolo di "**specie bandiera**" piuttosto che di bioindicatore (Füreder e Reynolds, 2003).

1.5 Alimentazione

La sua dieta è onnivora: gli individui si nutrono di prede animali di ogni genere (larve acquatiche di insetti, piccoli crostacei bentonici, molluschi, anellidi, anfibi e loro larve, piccoli pesci) non disdegnando detriti vegetali, foglie di piante acquatiche, perfino frutti caduti in acqua (Mancini, 1986). I giovani gamberi tendono alla zoofagia, mentre gli adulti sono generalmente detritivori, comprese le foglie in decomposizione. Si nutrono anche in larga misura di macrofite acquatiche come *Chara* sp. e di briofite acquatiche; in particolar modo *Fontinalis antipyretica* sembra la principale risorsa trofica per *A. pallipes* in determinati ambienti (Souty-Grosset *et al.*, 2006). Sono inoltre da sottolineare i non rari casi di cannibalismo, soprattutto ai danni di individui appena mutati o defedati da patologie.

1.6 Crescita e riproduzione

Nella maggior parte dei decapodi il periodo riproduttivo scatena meccanismi che aumentano l'attività locomotoria e il riconoscimento del partner, che avviene tramite l'utilizzo di chemiorecettori tattili. I gamberi non producono spermatozoi mobili e questi, sotto forma di "pacchetti" (spermatofore), vengono posizionati sull'addome ventrale della femmina mediante le due paia di pleopodi modificati del maschio (gonopodi).

La **maturità sessuale** viene determinata dall'avvio della crescita allometrica, da cambiamenti fisiologici (maturazione delle ghiandole del bianco), dal comportamento (attività riproduttiva) e dalla produzione di uova. La crescita allometrica accentua il dimorfismo sessuale con il risultato che i maschi hanno chele più larghe mentre le femmine hanno l'addome più ampio per proteggere le uova.

L'età e le dimensioni dei riproduttori sono influenzate da fattori ambientali. Diversi autori si sono basati sulla presenza delle ghiandole del bianco per distinguere le femmine mature e dei gonopodi biancastri nei maschi (Fig. 5), registrando alla maturità la taglia minima di 22 mm di lunghezza del cefalotorace per *A. pallipes* (Reynolds, 2002). Generalmente la maturità sessuale viene raggiunta nella terza-quarta estate di vita, allorché i maschi hanno raggiunto una lunghezza totale di circa 60-65 mm e le femmine di circa 55-60 mm (Nardi *et al.*, 2004; Ghia *et al.*, 2015).

L'**apparato riproduttore** è costituito nei maschi da due testicoli dorsali toracici che confluiscono caudalmente in un unico corpo. Da ognuno, si sviluppa un lungo e circonvoluto spermidutto e poi un canale deferente che recapita gli spermatozoi, "impacchettandoli" nelle spermatofore, ai due orifici aperti alla base del quinto paio di pereopodi. Gli ovai femminili hanno forma e collocazione del tutto analoghe, ma si estendono spesso fino al secondo segmento addominale. Gli ovidotti sboccano all'esterno alla base del terzo paio di pereopodi. Le uova sono grosse e centrolecittiche.

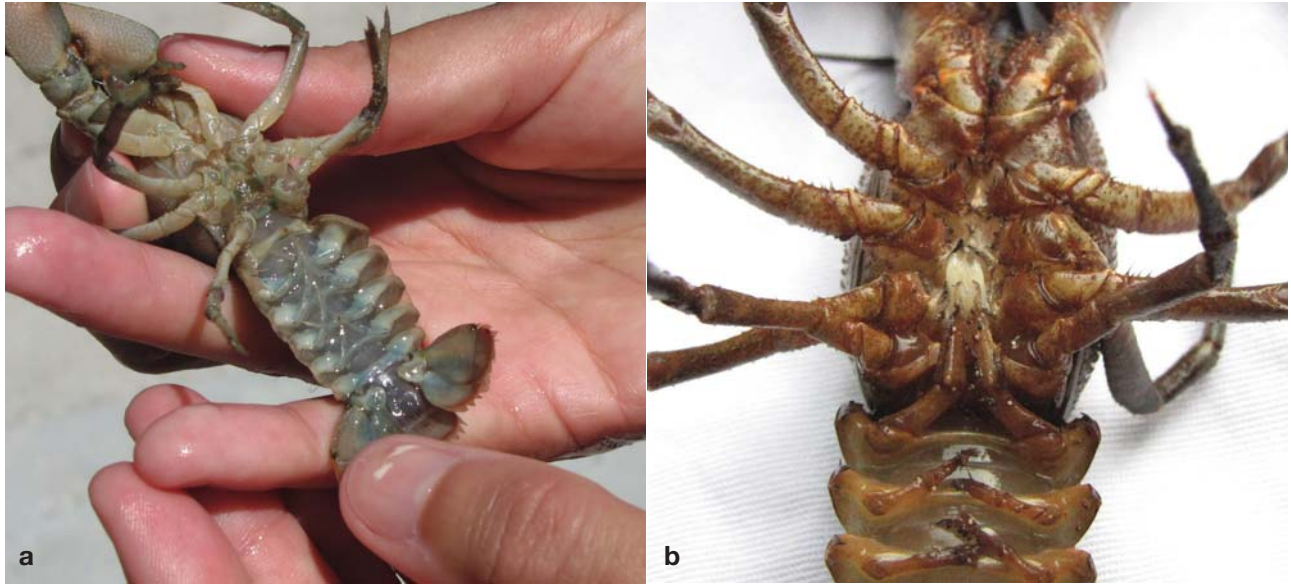


FIGURA 5. Periodo riproduttivo: (a) evidenza delle ghiandole del bianco nelle femmine mature e (b) dei gonopodi biancastri nei maschi.

L'accoppiamento avviene in autunno al diminuire della temperatura dell'acqua ed è determinato indirettamente anche dal fotoperiodo (Reynolds, 2002). Alle latitudini dei paesi mediterranei il periodo dell'accoppiamento inizia quando l'acqua raggiunge i 12-13 °C (per la Spagna: Carral *et al.*, 1994; per l'Italia: Scalici e Gibertini, 2011), anche in cattività (Ghia *et al.*, 2011), mentre in Irlanda inizia attorno ai 10 °C (Woodloock e Reynolds, 1988). A tali temperature, nell'Appennino alessandrino e pavese, gli accoppiamenti avvengono quindi generalmente nella seconda metà di ottobre; nelle rogge alimentate da acque di risorgiva, che presentano un diverso regime termico, tale cadenza biologica è posticipata a novembre-dicembre (Nardi *et al.*, 2004); anche nell'Italia centrale questo avviene nel periodo novembre-dicembre (Pagliani *et al.*, 2006; Scalici e Gibertini, 2011).

L'accoppiamento è preceduto da un corteggiamento piuttosto complesso, al termine del quale il maschio afferra la femmina con le chele e la ribalta sul dorso; con l'ausilio delle prime due paia di pleopodi trasformati in gonopodi, emette le spermatofore, la cui parete a contatto con l'acqua si indurisce gradualmente. Le spermatofore sono di forma cilindrica di 4-9 mm di lunghezza e di diametro minore di 1 mm. Queste aderiscono agli sterniti del torace (piastra spermatoforica) della femmina e, poiché c'è uno sfasamento temporale tra l'accoppiamento e l'emissione delle uova, le spermatofore si sono evolute come strutture molto resistenti agli stress ambientali.

Entrambi i sessi sono poligami e si verificano più accoppiamenti sia in natura sia in cattività (Villanelli e Gherardi, 1998). Le femmine non oppongono resistenza a ulteriori accoppiamenti (in un esperimento di laboratorio il 67% delle femmine si è accoppiato nuovamente nello stesso pomeriggio dopo il primo accoppiamento) e i maschi non si rifiutano di fecondare una femmina che presenta già le spermatofore (Galeotti *et al.*, 2007). Infatti i maschi sono in grado di rimuovere completamente o in gran parte le spermatofore depositate precedentemente sulla zona ventrale della femmina da un altro maschio, dopodiché rilasciano le loro spermatofore (Villanelli e Gherardi, 1998). Con questo comportamento viene rimosso mediamente il 77% delle spermatofore deposte dal maschio precedente (Galeotti *et al.*, 2007).

Anche l'emissione delle uova è soggetta alle medesime variabili ambientali dell'accoppiamento, in particolare alla temperatura. Infatti, soprattutto in cattività, le femmine emettono le uova, anche se non si sono accoppiate (Holdich *et al.*, 1995).

In condizioni naturali è possibile che segnali comportamentali o chimici possano ritardare l'emissione delle uova da parte delle femmine di una popolazione finché tutti i maschi non si sono accoppiati. In cattività, invece, il periodo tra l'accoppiamento e l'espulsione delle uova è piuttosto breve (24 giorni in Ghia *et al.*, 2011) e in esperimenti di laboratorio varia da uno a nove giorni (Carral *et al.*, 1994).

Le **uova** aderiscono tra di loro e ai pleopodi materni tramite sottili filamenti elastici prodotti dalla solidificazione del secreto mucoso. Il numero di uova pleopodali e la loro sopravvivenza risultano maggiori nelle femmine che si sono accoppiate più volte rispetto a quelle inseminate individualmente (Sáez-Royuela *et al.*, 2005); questo fatto è possibile a causa del contributo spermatico di più maschi (Galeotti *et al.*, 2007).

Le uova hanno un diametro di 2,2-3,3 mm e variano in numero da 30 a 100 per femmina, con una correlazione positiva con la dimensione della femmina (Rhodes e Holdich, 1982; Brewis e Bowler, 1985; Carral *et al.*, 1994). Le 15 fasi dello sviluppo embrionario e la loro durata sono state dettagliatamente studiate in *A. pallipes* da Celada *et al.* (1991). L'intero processo si completa in 1391 CTU (unità di temperatura Celsius = gradi-giorno) in condizioni di allevamento con le naturali variazioni di temperatura che corrispondono a 193 giorni alla temperatura media di 7.1 °C ± 3.79 (Ghia *et al.* 2011).

Nei torrenti prealpini la schiusa delle uova avviene generalmente da metà maggio a metà giugno (Ghia *et al.*, 2015). La deiscenza del guscio dell'uovo permette la fuoriuscita del giovanissimo individuo (larva di 1^a fase), lungo 7-8 mm e di aspetto assai simile a quello di un gambero in miniatura; la larva presenta un voluminoso cefalotorace rigonfio di riserve alimentari utili per i primi tre o quattro giorni di vita, durante i quali rimane appeso con le minuscole chele unciniate ai pleopodi materni. L'intero ciclo biologico è schematizzato in Fig. 6.



FIGURA 6. Fasi principali del ciclo biologico di *A. pallipes*.

L'elasticità dell'esoscheletro ne consente l'**accrescimento** e a sei-otto giorni dalla nascita avviene la prima muta, cioè la sostituzione dell'esoscheletro con uno più grande, ed iniziano la vita libera, l'alimentazione autonoma e l'ulteriore accrescimento somatico. I giovanissimi gamberetti (larve di 2^a fase) sono lunghi circa 12 mm e non si allontanano molto dalla madre che, in caso di pericolo, li richiama sotto il proprio addome con feromoni di allarme. La muta successiva li fa evolvere in larve di 3^a fase che in autunno raggiungono la lunghezza di 20-30 mm, a seconda delle località. A questo stadio, sono identificati come gamberi di età 0+, ossia di età pari ad una estate di vita e quindi inferiore ad un anno.

I processi di accrescimento somatico porteranno i giovani gamberi a raggiungere nel corso degli anni lunghezze pari anche a 120 mm e oltre, con pesi fino a 70-80 g. Tali incrementi dimensionali impongono la sostituzione più o meno frequente del rigido esoscheletro attraverso un complesso processo noto come **muta, esuviazione o ecdisi**.

In rapporto a questa ricorrente scadenza biologica sono riconoscibili quattro fasi:

- pre-ecdisi (o pre-muta, periodo che precede la sostituzione dell'esoscheletro);
- ecdisi (o muta, periodo in cui avviene la fuoriuscita dal vecchio esoscheletro);
- post-ecdisi (o post-muta, periodo immediatamente successivo alla muta);
- inter-ecdisi (o intermuta, periodo più o meno lungo tra due processi di ecdisi).

La pre-ecdisi dura alcuni giorni e conduce ad un rammollimento del carapace. La parete interna del cefalotorace è dissolta in acqua exuviale, che separa il vecchio esoscheletro (l'exuvia) da quello nuovo sottostante; il gambero accumula riserve di glicogeno nei tessuti epidermici e notevoli quantità di calcio nell'emolfinza, nell'epatopancreas e, soprattutto, nei gastroliti che in questa fase raggiungono il massimo sviluppo, fino al 6-7% del peso totale dell'animale. A ciò contribuisce il recupero del calcio derivante dall'erosione della parete interna dell'esoscheletro.

Al momento dell'ecdisi l'animale abbandona l'eventuale rifugio per avere maggior libertà di movimento nei violenti e ripetuti moti convulsivi con cui esce dal vecchio esoscheletro; la fuoriuscita avviene attraverso la lacerazione della membrana che dorsalmente univa il margine posteriore del cefalotorace al primo segmento addominale (finestra cefalotoracica). Gli arti possono talora rimanere intrappolati nella vecchia esuvia e il gambero, pur di completare l'ecdisi, li perde, per poi rigenerarli successivamente. Compiuta questa laboriosa operazione, che può durare da pochi minuti a parecchie ore, l'animale è rivestito dal nuovo esoscheletro che è però assai molle e del tutto inefficace come protezione, anche dalla predazione da parte dei conspecifici. Nella post-ecdisi, che dura dai due ai quattro giorni, iniziano i processi di consolidamento del tegumento (inizialmente degli arti, delle parti boccali e del mulino gastrico, poi del cefalotorace e dell'addome) per indurimento della componente chitinoso e trasferimento dei sali minerali, soprattutto calcio, dalle riserve accumulate e in particolare dai gastroliti che in circa tre settimane sono dissolti completamente. Calcio ed altri elementi minerali sono assorbiti anche dall'ambiente esterno attraverso le branchie ed il cibo. Con il nuovo esoscheletro adeguatamente irrigidito, il gambero può iniziare la fase di inter-ecdisi ossia le abituali attività fino alla pre-ecdisi successiva. Nella regolazione del ciclo dell'ecdisi interagiscono vari fattori ormonali. Un complesso ghiandolare (organi "Y"), collocato in prossimità della base delle mascelle, secerne ormoni (ecdisoni) sempre più abbondanti man mano che si avvicina la muta. A muta avvenuta, le secrezioni delle ghiandole del seno (organi "X"), localizzate nel peduncolo oculare, prendono il sopravvento sugli ecdisoni di cui sono antagoniste e inibiscono la muta per tutta la durata del periodo di intermuta, al cui termine tornerà a prevalere l'attività degli organi "Y". La frequenza annuale dei cicli di ecdisi è controllata da queste interazioni ormonali, ma dipende anche dall'età dei gamberi (diminuisce con l'età), dal sesso (le femmine mutano meno frequentemente), da fattori nutrizionali e disponibilità di calcio, dalla dinamica dei processi di accrescimento somatico. L'ecdisi offre a questi animali anche l'opportunità di riparare danni all'esoscheletro e rigenerare appendici ed arti persi in occasione di tentativi di predazione o di conflitti intraspecifici. Soprattutto negli individui più giovani, poche ecdisi bastano perché la parte rigenerata raggiunga lo stesso sviluppo delle altre; in quelli più vecchi, con mute meno frequenti, l'appendice o l'arto rigenerati rimangono più piccoli, ma comunque funzionali.

2. MINACCE E FATTORI LIMITANTI

2.1 Cambiamenti climatici

I cambiamenti climatici possono avere conseguenze sia dirette sulla specie sia indirette sulla risorsa idrica e sui corsi d'acqua.

Nel primo caso, l'innalzamento della temperatura media può produrre modifiche dell'areale sia come estensione sia come sua posizione geografica. Specie come *A. pallipes* con un alto livello di specializzazione e bassa capacità di adattamento ai cambiamenti ambientali possono estinguersi o ridurre irrimediabilmente il loro areale (Otero *et al.*, 2011). La capacità di adattamento dipende molto spesso da quanto la temperatura sia un fattore determinante nel ciclo biologico-riproduttivo della specie stessa. Poiché il gambero d'acqua dolce è un animale eterotermo, tali variazioni determinano alterazioni di crescita e di riproduzione (Reynolds, 2002). Non bisogna dimenticare, inoltre, che variazioni di temperatura possono rendere gli ambienti maggiormente idonei alla colonizzazione delle specie alloctone a discapito di quelle autoctone (Otero *et al.*, 2001; Gherardi *et al.*, 2013).

Per quanto riguarda gli effetti indiretti, invece si possono verificare:

- variazioni nella distribuzione stagionale delle portate (regime di deflusso);
- variazioni nella capacità d'immagazzinamento idrico con riduzione dei bacini imbriferi di origine glaciale o nivale;
- maggiore predisposizione dei corpi idrici a fenomeni di piene e magre.

Con l'incremento delle temperature medie si verificherà un innalzamento del limite delle nevicate: le zone coperte da neve diminuiranno sempre più e, al contempo, si ridurrà lo spessore e la durata della copertura nevosa. Saranno disponibili sempre meno riserve di neve che possono fondere e una parte sempre più consistente delle precipitazioni potrà defluire immediatamente. In inverno, quando le precipitazioni sono più abbondanti, si potranno determinare improvvise piene. In estate, invece, la diminuzione delle precipitazioni, in concomitanza con l'apporto inferiore di acqua di fusione, potrà determinare periodi di siccità più frequenti e di più lunga durata.

L'aumento della temperatura dell'aria e quindi dell'acqua, unito a livelli d'acqua più bassi, in estate potrebbe mettere a dura prova le comunità biotiche dei corsi d'acqua. In particolar modo le siccità estive potranno produrre dei forti impatti negativi sulle popolazioni astacicole in termini di alterazione e deframmentazione dell'habitat. I tratti in asciutta o con scarsità idrica producono, infatti, stress sulle popolazioni e favoriscono l'insorgere di patologie fino all'estinzione della popolazione locale.

2.2 Isolamento delle popolazioni

Negli ultimi decenni, la competizione con le specie esotiche (Vorburger e Ribi, 1999; Gherardi, 2006; Gherardi *et al.*, 2013), il degrado ambientale, l'inquinamento e lo sfruttamento della risorsa idrica hanno contribuito all'isolamento delle popolazioni di *A. pallipes* (Nardi *et al.*, 2005; Aquiloni *et al.*, 2010b; Füreder *et al.*, 2010). Le popolazioni residue sono sovente confinate nei corsi di collina, pedemontani, dove l'attività antropica è ridotta e dove non sono ancora presenti gamberi alloctoni. Questi fattori hanno determinato uno scenario di isolamento spaziale e genetico con la formazione di vere e proprie meta-popolazioni, ovvero popolazioni originariamente connesse, ma che attualmente non sono più in contatto.

La gestione della specie in questo contesto deve considerare vari aspetti, tra cui sicuramente la variabilità genetica dei diversi gruppi che possono essere considerati effettivamente *Evolutionarily Significant Units* (ESUs, Crandall *et al.*, 2000). Infatti una scorretta gestione di queste unità sistematiche potrebbe portare al fenomeno di deriva genetica detto a "collo di bottiglia" con conseguente perdita di variabilità genetica e capacità di adattamento (cfr. § 4.5).

2.3 Degrado ambientale e captazione idrica

Interventi di modifica della morfologia dei corsi d'acqua (escavazioni, cementificazioni degli alvei, artificializzazione delle rive, operazioni di disalveo, opere trasversali, ecc.) e derivazioni o captazioni idriche riducono la disponibilità di rifugi e determinano la scomparsa di ambienti necessari per le fasi del ciclo biologico della specie (Nardi *et al.*, 2003). Oltre all'impatto meccanico diretto, questi interventi, infatti, determinano variazioni sensibili della sezione, della profondità, della velocità di corrente e dei caratteri sedimentologici del fondo

con conseguente diminuzione della diversità ambientale. Inoltre, la riduzione della fascia riparia, unitamente a cali di portata, può produrre, durante la stagione estiva, un innalzamento della temperatura dell'acqua (Nardi *et al.*, 2005). Inoltre corsi d'acqua con flussi idrici ridotti hanno una minore capacità di autodepurazione da inquinamento organico, fenomeni cui la specie è particolarmente sensibile. Le captazioni idriche possono aggravare le minacce già illustrate nei precedenti paragrafi.

2.4 Principali patologie

Il gambero di fiume è fortemente suscettibile ad alcune malattie, siano esse micotiche, batteriche o parassitarie, spesso introdotte con gamberi alloctoni, portatori asintomatici. La malattia più temuta è l'afanomicosi o "peste del gambero" che spesso porta alla moria di intere popolazioni in breve tempo. L'agente causale, ***Aphanomyces astaci*** Schikora 1906, è un oomicete della famiglia delle Saprolegniacee. L'infezione si propaga nell'acqua tramite le zoospore prodotte in gran numero entro un ambito di temperature assai ampio (da 2 a 25 °C), il che le permette di estendersi durante tutto l'anno.

Infezioni causate da ***Saprolegnia*** interessano in particolare le uova dei gamberi, in condizioni di allevamento. In questo caso l'oomicete colonizza le uova morte e da qui si estende a quelle vicine, causando così gravi perdite di uova negli allevamenti e nell'incubazione artificiale delle uova.

Il Protozoo endoparassita ***Thelohania contejeani*** Henneguy 1892 è responsabile invece della thelohaniosi, comunemente nota come "malattia della porcellana" a causa della colorazione lattiginosa assunta dalla muscolatura addominale. La malattia provoca la degenerazione dei tessuti muscolari. L'infezione si diffonde tipicamente per necrofagia e cannibalismo sugli individui malati. Il decorso può durare anche molti mesi. La prevalenza registrata in Europa varia da 0,1% a 30% (Souty-Grosset *et al.*, 2006).

La "malattia dei punti bianchi" o ***White Spot Syndrome Virus*** (WSSV) causa mortalità elevatissime nei gamberi marini della famiglia *Penaeidae*, ma anche i gamberi d'acqua dolce sono suscettibili all'infezione, raggiungendo un tasso di mortalità del 100% in studi di laboratorio (Edgerton, 2005). La malattia si trasmette principalmente per ingestione di tessuti infetti (cannibalismo, predazione), per contatto diretto, tramite vettori quali rotiferi, vermi policheti, isopodi e crostacei non decapodi (*Artemia salina*), meno frequentemente tramite acqua contaminata. Nei Peneidi è tipica la presenza di macchie biancastre sulla cuticola dell'esoscheletro.

Un'altra micosi è la "ruggine dei gamberi" o "burn spot", provocata da diverse specie di ***Fusarium***, che determina lesioni alle branchie e ai muscoli. All'esterno i punti di infezione si presentano come macchie nere-rossastre (da qui il nome) che possono degenerare fino a vere e proprie lacerazioni. Ha un lungo decorso e porta a una mortalità abbastanza modesta, spesso dovuta a infezioni batteriche secondarie.

Gli Anellidi del genere *Branchiobdella* sono ectosimbionti (o più precisamente ectocommensali) che vivono sull'esoscheletro dei gamberi, soprattutto nelle camere branchiali, cibandosi di diatomee, detriti e minuscoli invertebrati. In particolari condizioni (es. scarsa qualità dell'acqua, eutrofia,...) questi branchiobdellidi aumentano in numero e indeboliscono i gamberi, rendendoli più vulnerabili alle malattie epidemiche.

BOX 2. L'AFANOMICOSI

a cura di Tobia Pretto (Istituto Zooprofilattico Sperimentale delle Venezie)

L'afanomicosi o "peste del gambero" è una malattia infettiva ad elevata letalità che colpisce i gamberi d'acqua dolce, determinata dall'oomicete *Aphanomyces astaci*.

Agente eziologico: *Aphanomyces astaci*

- ❖ Phylum Chromista
- ❖ Classe Oomiceti
- ❖ Ordine Saprolegniales
- ❖ Famiglia Saprolegniaceae
- ❖ Genere *Aphanomyces*

Questo oomicete è un patogeno primario per le specie europee di gamberi d'acqua dolce ed è incluso tra le 100 specie più invasive al mondo secondo il *Global Invasive Species Specialist Group* dello IUCN. Le specie nordamericane come *Pacifastacus leniusculus*, *Procambarus clarkii* e *Orconectes* spp., sono invece resistenti e fungono da vettori della malattia. *A. astaci* è stato segnalato anche nel granchio cinese, *Eriocheir sinensis*, specie esotica ed invasiva presente in molte regioni europee (Schrimpf *et al.*, 2014).

Ciclo biologico (Fig. 7) Lo stadio vegetativo di *A. astaci*, costituito da ife asettate e moderatamente ramificate, si osserva nei gamberi affetti nelle aree meno calcificate dell'esoscheletro, come la cuticola addominale ventrale e le membrane articolari dei pereiopodi.

Lo stadio infettante della malattia è costituito da zoospore biflagellate, che consentono la diffusione dell'infezione attraverso l'acqua da gambero a gambero.

Le zoospore attratte chemiotatticamente dalla cuticola dei gamberi, aderiscono all'esoscheletro e penetrano attraverso di esso mediante la secrezione di enzimi lipolitici e chitinolitici. Successivamente si sviluppano ife tubulari che invadono il tessuto connettivo sottostante e gli spazi emolinfatici.

Alla morte dell'ospite, probabilmente causata da uno squilibrio osmotico conseguente al danno all'esoscheletro, le ife di *A. astaci* fuoriescono dalla cuticola sviluppando strutture riproduttive dette zoosporangi.

All'interno degli zoosporangi si sviluppano zoospore biflagellate rilasciate nell'ambiente acquatico (Manfrin *et al.*, 2012).

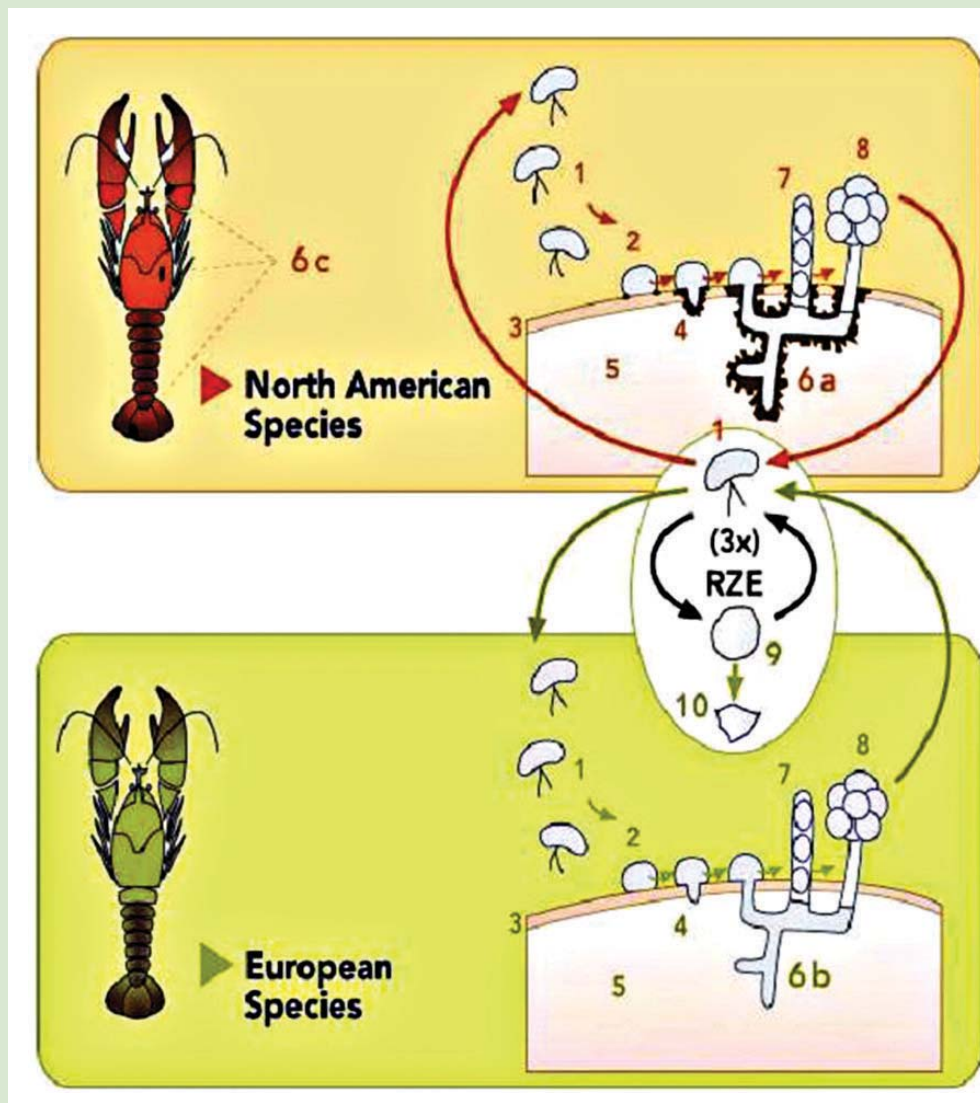


FIGURA 7. Rappresentazione grafica del ciclo vitale di *Aphanomyces astaci* (da Souty-Grosset *et al.* 2006)

Trasmissione (Fig. 8). Le zoospore, libere in acqua, generalmente sono attive per un periodo variabile da pochi minuti ad alcuni giorni in relazione alla temperatura dell'acqua (basse temperature allungano la vitalità delle zoospore). La peste si trasmette prevalentemente per via orizzontale: da gambero autoctono infetto o gamberi alloctoni portatori asintomatici, tramite acqua contaminata a individui autoctoni sani. Le zoospore rimangono vitali nel muco della pelle e del tratto intestinale dei pesci (Oidtmann *et al.*, 2002), quindi l'introduzione di materiale ittico da ripopolamento può facilitare la diffusione di *A. astaci* anche per la presenza di spore nell'acqua di trasporto. È dimostrato che le zoospore invece non sopravvivono alle temperature del tratto gastrointestinale di mammiferi o uccelli (Oidtmann *et al.*, 2002) e in questi casi la trasmissione può avvenire tramite la sola veicolazione, sulla superficie corporea, di acqua contaminata. La trasmissione verticale è stata ipotizzata in uno studio finlandese in uova di *Pacifastacus leniusculus* (gambero della California) incubate artificialmente (Makkonen *et al.*, 2010).

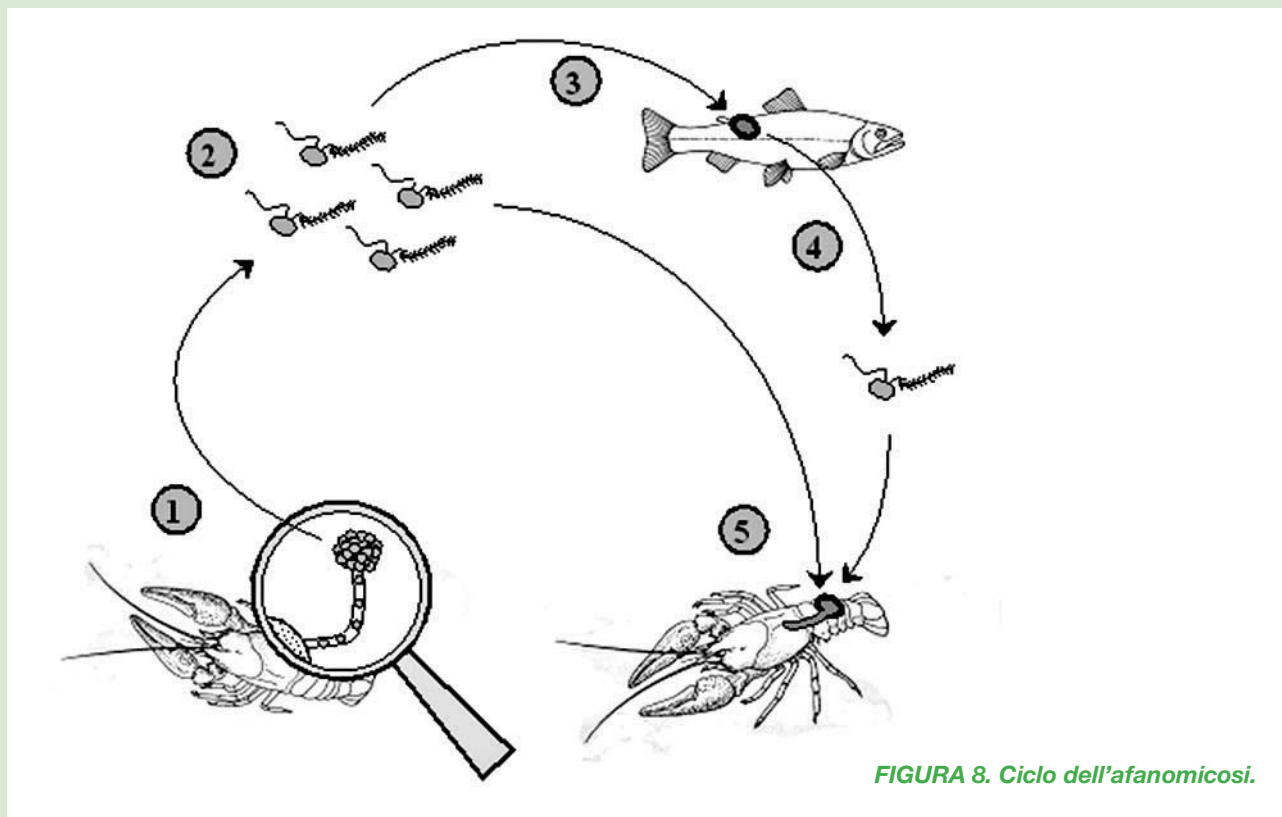


FIGURA 8. Ciclo dell'afanomicosi.

A. astaci può sopravvivere nell'ambiente, in assenza dell'ospite, per diverse settimane. I cadaveri dei crostacei mantenuti all'aria, a temperatura ambiente (circa 21 °C), risultano ancora infettanti dopo 48 ore, in acqua dopo 3-5 giorni. *A. astaci* può essere veicolato da equipaggiamento contaminato (barche, attrezzatura da pesca, stivali, vestiario, ecc.). In condizioni ideali, anche piccole quantità di acqua sono in grado di trasferire sufficienti zoospore per infettare un nuovo corpo idrico. A 20 °C, la densità di 1,3 zoospore/ml di acqua è sufficiente ad infettare gamberi sensibili (Alderman *et al.*, 1987).

Quando si manifesta la malattia in specie sensibili, la mortalità, rapida ed elevatissima, arriva a coinvolgere il 100% della popolazione. La morte di tutti i gamberi si verifica entro 6-10 giorni (Unestam e Weiss, 1970; Alderman *et al.*, 1987). La malattia, nei corsi d'acqua, si diffonde rapidamente lungo la direzione del flusso mentre è più lenta la propagazione controcorrente. Raramente individui sensibili possono essere rinvenuti vivi dopo un episodio di peste, se ciò si verifica si deve ad una mancata esposizione al patogeno (animali presenti in corsi d'acqua tributari). Il periodo di induzione e la durata della malattia fino alla scomparsa di tutti i soggetti sensibili è in relazione:

- alla dose infettante
- alla temperatura dell'acqua
- alla densità di popolazione

(Unestam, 1969; Unestam e Weiss, 1970; Dieguez-Uribeondo e Söderhäll, 1993).

Segni clinici. I gamberi che vengono infettati da *A. astaci* appaiono apatici, si mostrano in pieno giorno a differenza delle loro caratteristiche crepuscolari-notturne, tentano di arrampicarsi sulle sponde; se prelevati dall'acqua lasciano penzolare le chele e possono presentare zone dell'esoscheletro addominale e della mu-

scolatura sottostante di colore nettamente più pallido rispetto al gambero sano. Al culmine dell'infezione i soggetti si rovesciano sul dorso, muovono convulsamente le appendici e non riescono a raddrizzarsi. Talvolta la morte si manifesta per paralisi.

Frequentemente si può manifestare il distacco degli arti o porzioni di essi. Quando l'infezione procede molto lentamente (a temperatura < 10 °C), generalmente si manifestano aree di imbrunimento (per deposito di melanina) dell'esoscheletro (Alderman *et al.*, 1987). Le specie nord-americane hanno una risposta immunitaria più efficace e rapida nei confronti di *A. astaci* e riescono così a contenere le ife nella porzione più superficiale dell'esoscheletro mediante un'elevata produzione di melanina che possiede attività micostatica. I gamberi così appaiono sani, ma sono portatori del patogeno, che è in grado di infettare le specie autoctone.

Storia e diffusione. Presumibilmente introdotta dal Nord America, la malattia ha causato rarefazione delle specie indigene in Europa. La prima segnalazione di mortalità di gamberi d'acqua dolce in Europa si è verificata in Italia nel bacino del fiume Po nell'estate 1859, quando Prof. Emilio Cornalia riporta, negli "Atti della società italiana di scienze naturali", l'adunanza del 28 novembre 1860 sulla malattia dei gamberi, riferendosi alla massiccia moria di gamberi di fiume che si verificò in Lombardia, soprattutto nelle province di Milano e Brescia. Probabilmente con una partita di pesce proveniente dal Nord America furono accidentalmente importati gamberi infetti. La peste decimò le popolazioni di *A. pallipes* in Lombardia e rapidamente si diffuse in tutta Europa (Fig. 9). In seguito, dalla seconda metà del '900 nuove e ripetute introduzioni in Europa delle specie *P. leniusculus*, *O. limosus* e *P. clarkii* hanno scatenato nuovi episodi di peste, causata da differenti linee genetiche di *A. astaci*.

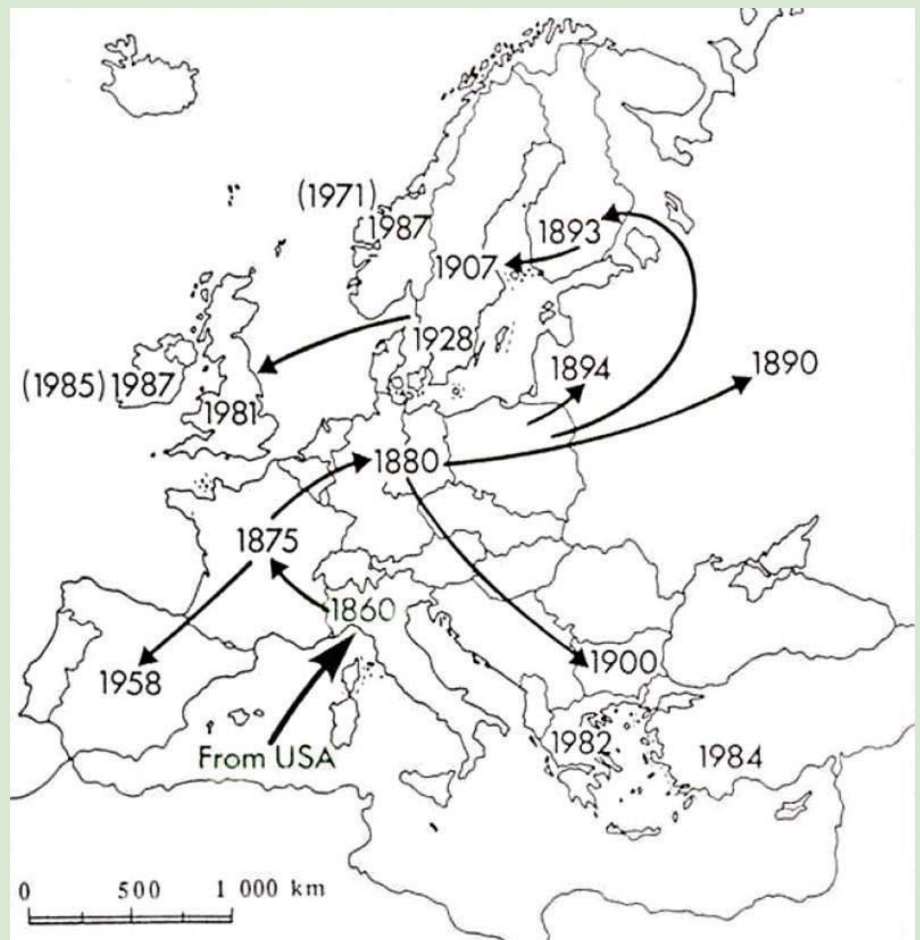


FIGURA 9. Diffusione della peste del gambero d'acqua dolce.

Finora in Europa sono state identificate cinque linee genetiche di *A. astaci*, associate a livelli variabili di virulenza:

- gruppo A, riferibile alla prima introduzione e diffusione della peste in Europa, è conosciuto solo nelle specie europee ed è stato isolato in *Astacus astacus* in Svezia e in *Astacus leptodactylus* in Turchia (Huang *et al.*, 1994);
- gruppo B, associato all'introduzione di *P. leniusculus* in Svezia proveniente dal lago Tahoe, California, USA (Huang *et al.*, 1994);
- gruppo C, associato all'introduzione di *P. leniusculus* proveniente dal lago Pitt, Columbia Britannica, Canada (Huang *et al.*, 1994);

TABELLA 1. EPISODI DI AFANOMICOSI DAL 1900 (MODIFICATO DA MANFRIN ET AL., 2012).

ANNO	MICETE	OSPITE	REGIONE	LOCALITÀ
1999	<i>A. repetans</i>	<i>P. clarkii</i>	Emilia Romagna	Valle di Marmorta
2008	<i>A. astaci</i>	<i>P. clarkii</i>	Lombardia e Toscana	-
2009	<i>A. astaci</i>	<i>A. pallipes</i>	Molise	Bacino del Trigno
2010	<i>A. astaci</i>	<i>A. pallipes</i>	Veneto	Valdobbiadene
2011	<i>A. astaci</i>	<i>A. pallipes</i>	Trentino	Fiume Chiese
2011	<i>A. astaci</i>	<i>A. pallipes</i>	Lombardia	Montevecchia
2011	<i>A. astaci</i>	<i>A. pallipes</i>	Abruzzo	Bacino del Vomano
2011	<i>A. astaci</i>	<i>C. destructor</i>	Veneto	Mogliano Veneto
2011	<i>A. astaci</i>	<i>A. pallipes</i>	Molise	Bacino del Volturno
2013	<i>A. astaci</i>	<i>A. pallipes</i>	Abruzzo	Bacino del Sangro

- gruppo D, associato a *P. clarkii* (Dieguez-Urbeondo *et al.*, 1995)
- gruppo E, isolato in *O. limosus* in Boemia centrale (Kozubíková-Balcarová *et al.*, 2011).

Nella tabella 1, sono dettagliati gli episodi di afanomicosi segnalati, in Italia, dal 1900.

Prevenzione. Data la virulenza della malattia risulta fondamentale una buona prevenzione.

Le misure preventive secondo *Australian Aquatic Veterinary Emergency Plan Disease - Strategy Crayfish plague* (Department of Agriculture, Fisheries and Forestry, 2005) e *Manual of Diagnostic Tests for Aquatic Animals* (Oidtmann, 2014) sono:

- evitare la movimentazione di gamberi vivi o morti, potenzialmente infetti, di acqua o attrezzatura contaminata, verso aree indenni ospitanti popolazioni suscettibili;
- evitare la movimentazione ed il rilascio di specie ittiche provenienti da aree soggette ad episodi di afanomicosi;
- evitare la cattura accidentale di gamberi alloctoni, possibili vettori di *A. astaci*, durante le movimentazioni di fauna ittica tra bacini diversi;
- informare la popolazione sui danni provocati dai gamberi alloctoni, in particolare le specie nord-americane;
- applicare una corretta disinfezione di attrezzatura (guadini, nasse, stivali, natanti e veicoli) utilizzata durante i campionamenti, in particolare se ci si trova in bacini con fenomeni di mortalità sospetta o con presenza di specie di gamberi alloctoni.

Evitare la movimentazione di gamberi infetti e la diffusione del patogeno rappresenta uno dei punti cruciali in caso di focolaio di peste accertato o sospetto tale. Il corso d'acqua deve essere identificato e si devono considerare tre zone: 1) **zona infetta** che comprende il bacino idrico dall'area soggetta a mortalità lungo il suo decorso verso valle; 2) **zona di protezione**; 3) **zona di sorveglianza**. L'estensione di queste zone deve essere valutata caso per caso, in base alle caratteristiche idrogeografiche del sito interessato. È opportuno il blocco della movimentazione di gamberi vivi da e verso la zona di protezione e il blocco della pesca sportiva nella zona di sorveglianza.

Metodi di decontaminazione. È opportuno smaltire i gamberi dalla sede del focolaio mediante raccolta delle carcasse e termodistruzione tramite ditta specializzata secondo disposizioni del Regolamento UE 1069/2009 e s.m.i.

È possibile invece decontaminare il materiale mediante:

- trattamento termico: risulta efficace il riscaldamento a 60 °C per pochi minuti; oppure il raffreddamento almeno a -20 °C per 48 ore o più (Oidtmann *et al.*, 2002); oppure essiccazione completa per più di 24 ore (Oidtmann, 2014)
- essiccamento: il micelio e le spore risultano inattivate dopo disidratazione per 48-72 ore
- disinfezione chimica con:
 - ipoclorito di sodio: 100 ppm per 30" utile per la strumentazione e in caso di acqua contaminata
 - iodofori: 500 ppm fino a 32', dopo pulizia e rimozione della materia organica
 - acido peracetico: 100 ppm per 5' (soluzione al 5% in H₂O₂)
 - formalina (prodotto potenzialmente cancerogeno).

Nella tabella 2 è riportata una sintesi delle principali tecniche diagnostiche; l'Ente competente è l'Istituto Zooprofilattico locale, mentre il centro di referenza nazionale per i crostacei è l'Istituto Zooprofilattico Sperimentale delle Venezie.

TABELLA 2. SCHEMA DELLE PRINCIPALI TECNICHE DIAGNOSTICHE DI AFANOMICOSI (MANFRIN ET AL., 2012).

Diagnosi in campo	Segni clinici e comportamentali: - elevata mortalità esclusiva di gamberi in presenza di normale fauna ittica - letargia, paralisi o incoordinazione degli arti - esemplari rovesciati sul dorso - se catturati perdita del riflesso della coda e scarsa tonicità muscolare - presenza di aree brunastre, giallastre o grigiastre sulla cuticola addominale o alla base degli arti - animali che abbandonano i rifugi o escono dall'acqua durante il giorno
Diagnosi in laboratorio	Esame a fresco: - porzione di cuticola osservata a piccolo ingrandimento - identificazione di ife asettate ed eventuali sporangi

Diagnosi in laboratorio	Esame colturale in terreno agarizzato (Alderman e Polglase, 1986): - RGY agar - richiede esemplari vivi o morti entro le 12-24 ore (refrigerati) - efficace solo in specie sensibili, richiede tempi lunghi (15 gg) - isolamento ed identificazione morfologica di ife e sporangi - necessario per analisi molecolare RAPD-PCR
	Esame istologico: - eseguito su esemplari vivi o fissati in campo (fissativo di Davidson o formalina) - evidenzia la presenza di ife fungine (colorazione di Grocott) - non discrimina tra <i>A. astaci</i> e altri oomiceti (<i>Saprolegnia</i>, <i>Leptolegnia</i>)
	Analisi molecolare (PCR end-point, real-time PCR): - eseguibile su vivo, morto, congelato o fissato in etanolo >70° - efficace anche nelle specie resistenti (<i>P. clarkii</i>) - metodica più sensibile e specifica

In caso di sospetto focolaio di peste in una popolazione suscettibile il campione di gamberi sottoposto ad analisi dovrebbe essere costituito da gamberi morti in buono stato di conservazione, gamberi moribondi sintomatici (se possibile) e gamberi vivi e apparentemente sani. Gli esemplari prelevati vivi dovrebbero essere inviati al più vicino laboratorio dell'Istituto Zooprofilattico entro le 24 ore, in contenitori di polistirolo forati, mantenuti umidi (giornali o erba bagnata) e nel periodo estivo refrigerati (<16 °C). Gli esemplari prelevati morti possono essere inviati congelati, oppure fissati in etanolo 70° o superiore (non metilato) con rapporto campione: fissativo minimo 1:3.

2.5 Diffusione delle specie alloctone

In generale, le specie alloctone invasive sono riconosciute come la seconda causa più importante di perdita di biodiversità a livello globale, con un pesante impatto ambientale, sulle attività economiche e sulla salute umana (Lövei, 1997). Gli ambienti di acqua dolce in special modo sono particolarmente a rischio, oltre a rappresentare corridoi che facilitano la diffusione di specie invasive (Francis, 2012). La presenza delle specie alloctone di gambero (in particolare le due specie americane: *Procambarus clarkii* e *Orconectes limosus*), ormai diffuse in gran parte del reticolo idrografico nazionale, rappresenta una delle minacce più consistenti per la sopravvivenza di *A. pallipes* in Italia, come nel resto d'Europa (Gherardi, 2006). Le specie esotiche, nella maggior parte dei casi introdotte volontariamente o involontariamente, veicolano patologie mortali (la peste del gambero) per il gambero autoctono. Inoltre sono molto più competitive rispetto ad *A. pallipes*, poiché mettono in atto strategie di riproduzione e di comportamento decisamente più efficaci, come la produzione di diverse centinaia di giovani gamberi da una sola femmina ovigera, e hanno un'ottima resistenza a fattori di stress ambientali, come la possibilità di sopravvivere a lunghi periodi di asciutta e la capacità di adattarsi ad ambienti inquinati (Souty-Grosset *et al.*, 2006). Un'altra specie alloctona, di origine però europea e quindi non portatrice dell'afanomicosi, è il gambero turco *Astacus leptodactylus*. In Italia, al momento ancora poco diffusa in natura, viene largamente allevata a scopo alimentare.

2.6 Bracconaggio

Nonostante la pesca al gambero di fiume sia vietata, la specie è talvolta oggetto di prelievi illegali, soprattutto per fini alimentari. Il sovrasfruttamento della specie si traduce nel cosiddetto effetto a "collo di bottiglia", ovvero la diminuzione della diversità genetica in una popolazione in seguito alla drastica riduzione del numero dei suoi individui (*cfr.* § 4.5). Nel tempo, se adeguatamente salvaguardata, la popolazione è in grado di ripristinare l'originale consistenza numerica senza però tornare ai livelli passati di diversità genetica (*cfr.* § 2.2). L'impatto della pesca diviene particolarmente dannoso quando vengono raccolti individui giovani o, peggio ancora, femmine ovigere. Nel primo caso questa pratica incide negativamente sul reclutamento, e riduce o impedisce il rinnovamento delle popolazioni naturali. Nel secondo caso vengono meno i presupposti per la nascita delle nuove generazioni.

2.7 Limitata conoscenza della specie

Il gambero di fiume spesso non è considerato tra le risorse da conservare, valorizzare e trasferire alle generazioni future. La conoscenza comune sul gambero autoctono è principalmente confinata a chi in passato come tradizione li pescava a scopo alimentare, ai più invece risultano molto scarse le nozioni su biologia, ecologia e soprattutto sul ruolo centrale che il gambero svolge negli ecosistemi fluviali. Inoltre, come per molte specie, non si ha la percezione della grave perdita di biodiversità che si verificherebbe con una eventuale estinzione. Non avendo consapevolezza di questi aspetti, spesso si ignorano i danni legati al prelievo idrico e all'introduzione di specie alloctone (es. diffusione di patologie, competizione, perdita di biodiversità).

3. ASPETTI NORMATIVI

3.1 Status legale del taxon

Il gambero di fiume, *Austropotamobius pallipes*, è una specie protetta a diversi livelli; è iscritto nella Lista Rossa dello IUCN dov'è classificato dal 2010 come specie *endangered* - a rischio di estinzione (Füreder *et al.*, 2010), così come è protetto dalla Direttiva comunitaria 92/43/CEE "Habitat" che lo qualifica come *specie di interesse comunitario per la quale devono essere adottate misure speciali di conservazione* (Allegato II) e come *specie assoggettabile a prelievi coerenti con specifici piani di gestione* (Allegato V). A livello nazionale, leggi specifiche (alcune di recepimento della normativa comunitaria ed internazionale) impongono all'Italia (e di riflesso alle istituzioni competenti) di mettere in atto strategie per la tutela e la conservazione di questo importantissimo componente della cosiddetta "fauna minore".

Di seguito si riporta una trattazione delle principali leggi comunitarie, europee ed italiane da conoscere per affrontare, pianificare ed attuare interventi finalizzati alla conservazione delle popolazioni di *A. pallipes*.

3.2 Disposizioni normative internazionali

La tutela e la conservazione del gambero di fiume rientrano nel quadro più ampio delle normative per la protezione dell'ambiente e della biodiversità.

Questo obiettivo è stato ribadito in numerose Convenzioni internazionali che rappresentano la base conoscitiva per tracciare lo scenario di riferimento nel quale condurre le azioni di conservazione e recupero.

La **Convenzione di Ramsar** per la tutela delle zone umide di importanza internazionale è stata firmata a Ramsar, in Iran, il 2 febbraio 1971. I paesi aderenti (160 nel 2011), per il territorio di propria competenza, si sono impegnati ad individuare le aree umide da inserire nell'Elenco delle zone umide di importanza internazionale (Art. 2), e ad elaborare piani e strategie per il razionale utilizzo di dette aree (Art. 3). Per *zone umide* la Convenzione intende "paludi e acquitrini, torbe oppure bacini, naturali o artificiali, permanenti o temporanei, con acqua stagnante o corrente, dolce, salmastra o salata, ivi comprese le distese di acqua marina la cui profondità, durante la bassa marea, non supera i sei metri" (Art.1). Nel mondo sono stati designati, e inseriti nell'elenco, n. 1.919 siti (dato aggiornato al 2011), per una superficie complessiva di 204.797.361 ettari. In Italia, la Convenzione di Ramsar è stata ratificata, e resa esecutiva, con il DPR n. 448 del 13 marzo 1976 e con il successivo DPR n. 184 dell'11 febbraio 1987. Attualmente sono stati identificati e inseriti nell'elenco 52 siti italiani, con una superficie totale di 60.223 ettari.

Maggiori informazioni sui siti inseriti nell'elenco sono disponibili all'indirizzo <http://ramsar.wetlands.org>

La **Convenzione di Washington** (CITES) sul commercio internazionale delle specie animali e vegetali selvatiche minacciate di estinzione, è stata sottoscritta a Washington il 3 marzo 1973. La Convenzione, applicata in 130 Stati, disciplina e regola il commercio delle specie animali e vegetali (vive, morte o parti e prodotti derivati) minacciate di estinzione e/o rarefazione. La convenzione riporta in appendice (I, II e III) le specie a rischio, e per ciascuna categoria individua delle specifiche misure di regolamentazione del commercio. In Italia la Convenzione di Washington è stata ratificata con la Legge 19 dicembre 1975, n. 874.

La **Convenzione di Berna** relativa alla conservazione della vita selvatica e dell'ambiente naturale in Europa è stata adottata il 19 settembre 1979. La convenzione ha lo scopo di assicurare la conservazione della flora e della fauna selvatiche e dei loro habitat naturali, in particolare le specie, comprese quelle migratrici, minacciate di estinzione e vulnerabili. Le parti firmatarie si impegnano a promuovere la cooperazione tra gli stati, a monitorare le specie in pericolo, ad adottare necessarie e appropriate leggi e regolamenti, nonché misure idonee per proteggere gli habitat delle specie di flora e fauna, in particolare quelle enumerate agli Allegati I "Specie di flora rigorosamente protette" e II "Specie di fauna rigorosamente protette", nonché delle zone che rivestono importanza per le specie migratrici enumerate agli Allegati II e III "Specie di fauna protette" (Art. 1 – 4). Per quanto riguarda le specie faunistiche protette inserite nell'Allegato III della Convenzione, tra cui il gambero di fiume, ogni parte contraente deve adottare provvedimenti per proteggere le specie, e adottare misure per evitare che un loro eccessivo sfruttamento possa comprometterne la sopravvivenza (Art. 7). Inoltre, qualora sia consentita la cattura e uccisione di dette specie (Art. 8), le parti contraenti sono obbligate a vietare il ricorso ai mezzi non selettivi indicati nell'Allegato IV (per la cattura dei gamberi di fiume si vieta l'uso di esplosivi e veleni). In Italia la Convenzione di Berna è stata ratificata, e resa esecutiva, con la Legge 5 agosto 1981, n. 503. Ulteriori informazioni sulla Convenzione e sui paesi firmatari possono essere acquisite consultando l'indirizzo http://www.coe.int/t/dg4/cultureheritage/nature/bern/default_en.asp.

La **Convenzione sulla Diversità Biologica** (CDB) è una delle tre Convenzioni definite in occasione del Summit di Rio de Janeiro, tenutosi dal 3 al 14 giugno 1992. A livello europeo, è stata approvata ed è entrata in vigore nel 1993, con Decisione del Consiglio 93/626/CEE. In Italia è stata ratificata, e resa esecutiva, con la Legge 14 febbraio 1994, n. 124. Con l'adesione alla Convenzione, i firmatari (più di 150 governi direttamente sul posto, oggi più di 180), si assumono l'impegno di ridurre il tasso di perdita della biodiversità a livello globale, nazionale e regionale. Per fare ciò ciascun contraente elabora specifiche strategie, piani o programmi nazionali volti a garantire la conservazione e l'utilizzazione durevole della biodiversità, e si impegna ad integrare, laddove possibile, la tutela della biodiversità nei propri piani settoriali e intersettoriali pertinenti (Art. 6). Le parti contraenti, inoltre, devono individuare i componenti della diversità biologica che hanno rilevanza ai fini della conservazione e dell'uso durevole della biodiversità, sviluppare, ove necessario, le direttive per selezionare, istituire e gestire un sistema di aree protette o di zone dove adottare misure speciali per conservare la biodiversità *in situ*, e vietare l'introduzione di specie esotiche che minacciano gli ecosistemi, gli habitat o le specie, controllandole e sradicandole ove presenti (Art. 7 e Art. 8). Per la *conservazione ex-situ*, ossia fuori dall'ambiente naturale, i governi aderenti si impegnano a favorire l'installazione ed il mantenimento di strutture adatte, regolamentando le misure di raccolta delle risorse biologiche negli habitat naturali ai fini della conservazione *ex-situ*, e adottano misure per assicurare la ricostituzione ed il risanamento delle specie minacciate ed il reinsediamento nei loro ambienti naturali (Art. 9). Ulteriori informazioni sulla convenzione e sui Paesi firmatari possono essere acquisite consultando il sito <http://www.cdb.int>.

3.3 Disposizioni normative comunitarie

La Direttiva n.43 del 1992 "Habitat", relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali e della flora e della fauna selvatiche, rappresenta a livello europeo, insieme alla direttiva "Uccelli", lo strumento normativo più importante per la conservazione degli habitat naturali e seminaturali, della flora e della fauna selvatiche. L'obiettivo della Direttiva è di contribuire a salvaguardare la biodiversità mediante la conservazione degli habitat e delle specie, animali e vegetali, che in essi vivono.

Gli allegati I e II della Direttiva indicano rispettivamente i tipi di habitat e le specie la cui conservazione richiede la designazione di zone speciali di conservazione. Alcuni di essi sono definiti come tipi di habitat o di specie «prioritari» (che rischiano di scomparire). L'allegato IV elenca le specie animali e vegetali che richiedono una protezione rigorosa. Il gambero di fiume è inserito nell'allegato II "Specie animali e vegetali d'interesse comunitario la cui conservazione richiede la designazione di zone speciali di conservazione", e nell'allegato V "Specie animali e vegetali di interesse comunitario il cui prelievo nella natura e il cui sfruttamento potrebbero formare oggetto di misure di gestione". La direttiva Habitat prevede la costituzione della "Rete Natura 2000", un network di aree protette che collega e tutela tutti i Siti d'Importanza Comunitaria (SIC) e le zone di protezione speciale (ZPS) classificate dagli stati membri a norma della direttiva 79/409/CEE (Art. 3). La Rete Natura 2000 oggi rappresenta circa il 18% del territorio terrestre dell'UE, con oltre 26.000 aree in tutti gli Stati membri. Maggiori informazioni possono essere acquisite consultando il sito http://ec.europa.eu/environment/nature/index_en.htm. La Direttiva Habitat è stata recepita a livello nazionale con il D.P.R. 8 settembre 1997, n. 357 "Regolamento recante attuazione della direttiva 92/43/CEE relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali, nonché della flora e della fauna selvatiche", modificato ed integrato dal D.P.R. 12 marzo 2003, n. 120. In Italia, la Rete Natura 2000 copre circa il 20% del territorio nazionale; ad oggi, infatti, le Regioni italiane hanno individuato 2.314 SIC, 367 dei quali sono stati designati quali Zone Speciali di Conservazione, e 610 ZPS; di questi, 335 sono siti di tipo C, ovvero SIC coincidenti con ZPS. All'interno di questi siti sono protetti complessivamente: 131 habitat, 89 specie floristiche e 111 specie faunistiche (delle quali 21 mammiferi, 11 rettili, 16 anfibi, 25 pesci, 38 invertebrati) ai sensi della Direttiva Habitat, e circa 387 specie di avifauna ai sensi della Direttiva Uccelli. Maggiori informazioni possono essere reperite dal sito del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (www.minambiente.it).

3.4 Disposizioni normative nazionali

In materia di biodiversità e tutela della fauna, oltre ai provvedimenti normativi con i quali sono state ratificate e rese esecutive le Convenzioni internazionali (cfr. Tab. 3), l'Italia ha promulgato la Legge Quadro sulle aree protette, n. 394 del 6/12/1991, e ha recepito la Direttiva europea "Habitat" mediante l'adozione del D.P.R. 8 settembre 1997, n. 357 "Regolamento recante attuazione della direttiva 92/43/CEE relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali, nonché della flora e della fauna selvatiche", modificato ed integrato dal D.P.R. 12 marzo 2003, n. 120.

Anche se non ascrivibile alla sfera normativa, particolare importanza riveste il Quaderno n. 27 del Ministero dell'Ambiente e della tutela del territorio e del Mare "Linee guida per l'immissione di specie faunistiche" (AA. VV., 2007).

TABELLA 3. LEGGI DI RATIFICA DELLE CONVENZIONI INTERNAZIONALI

Convenzione/Direttiva	Data di adozione	Italia - Legge di ratifica
Convenzione di Ramsar	2 febbraio 1971, <i>Ramsar (Iran)</i>	DPR n. 448 del 13 marzo 1976 DPR n. 184 dell'11 febbraio 1987
Convenzione di Washington	3 marzo 1973, <i>Washington (America)</i>	Legge 19 dicembre 1975, n. 874
Convenzione di Berna	19 settembre 1979, <i>Berna (Svizzera)</i>	Legge 5 agosto 1981, n. 503
Convenzione sulla Diversità Biologica	5 giugno 1992, <i>Rio de Janeiro (Brasile)</i>	Legge 14 febbraio 1994, n. 124

La Legge Quadro sulle aree protette, n. 394 del 6/12/1991 ha stimolato lo sviluppo di una rete estesa ed articolata di aree protette sull'intero territorio nazionale, sia attraverso la creazione di nuovi parchi nazionali, sia fornendo alle amministrazioni regionali uno strumento per sottoporre a particolare tutela le porzioni di territorio di maggiore interesse naturalistico. Le norme di salvaguardia in vigore nei parchi nazionali sono molteplici e destinate a limitare le opere e le attività che possono compromettere la salvaguardia del paesaggio e degli ambienti naturali tutelati, con particolare riguardo alla flora e alla fauna protette e ai rispettivi habitat. Per quanto riguarda specificatamente la fauna, è vietata espressamente la cattura, l'uccisione, il danneggiamento e il disturbo delle specie animali; nei parchi e nelle riserve regionali, inoltre, è previsto il divieto dell'esercizio dell'attività venatoria, "salvo eventuali prelievi faunistici e abbattimenti selettivi necessari per ricomporre squilibri ecologici".

Il D.P.R. 8 settembre 1997, n. 357 "Regolamento recante attuazione della direttiva 92/43/CEE relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali, nonché della flora e della fauna selvatiche", modificato ed integrato dal D.P.R. 12 marzo 2003, n. 120, disciplina le procedure per l'adozione delle misure previste dalla direttiva 92/43/CEE "Habitat" relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali e della flora e della fauna selvatiche, ai fini della salvaguardia della biodiversità. Le procedure disciplinate dal regolamento sono intese ad assicurare il mantenimento o il ripristino, in uno stato di conservazione soddisfacente, degli habitat naturali e delle specie di fauna e flora selvatiche di interesse comunitario, individuate negli allegati (Art. 1). Secondo le disposizioni della direttiva Habitat, e di conseguenza del DPR 357, è necessario tener conto della valenza naturalistico-ambientale delle aree Natura 2000 nella pianificazione e nella programmazione territoriale; a tale scopo la legge, oltre alle specifiche misure di conservazione ed eventualmente ai piani di gestione (Art. 4), individua nella Valutazione d'Incidenza lo strumento, di carattere preventivo, per definire e valutare i principali effetti che il piano/progetto può avere sul sito di importanza comunitaria, tenuto conto degli obiettivi di conservazione del medesimo (Art. 5).

Per le specie animali sottoposte a tutela rigorosa è fatto divieto di cattura o uccisione di esemplari nell'ambiente naturale; di perturbazione di tali specie, in particolare durante tutte le fasi del ciclo riproduttivo o durante l'ibernazione, lo svernamento e la migrazione; di distruzione o raccolta delle uova e dei nidi nell'ambiente naturale; di danneggiamento o distruzione dei siti di riproduzione o delle aree di sosta. Per tali specie è vietato il possesso, il trasporto, lo scambio e la commercializzazione di esemplari prelevati dall'ambiente naturale, salvo quelli lecitamente prelevati prima dell'entrata in vigore del regolamento (Art. 8).

Il gambero di fiume autoctono è inserito nell'Allegato B "Specie animali e vegetali d'interesse comunitario la cui conservazione richiede la designazione di zone speciali di conservazione" e nell'Allegato E "Specie animali e vegetali di interesse comunitario il cui prelievo nella natura e il cui sfruttamento potrebbero formare oggetto di misure di gestione". Per tali specie, il Ministero dell'Ambiente, stabilisce adeguate misure (accesso solo a determinati settori, regolamentazione di periodi e metodi di prelievo ecc.) affinché il prelievo, nell'ambiente naturale (Art. 10), ed il loro sfruttamento siano compatibili con il mantenimento delle specie in uno stato di conservazione soddisfacente. In ogni caso, il prelievo, le introduzioni e le reintroduzioni di dette specie devono essere preventivamente autorizzate, tenendo conto delle disposizioni indicate dagli Art. 10, 11 e 12 del citato DPR.

Il Quaderno n. 27 del Ministero dell'Ambiente e della tutela del territorio e del Mare "Linee guida per l'immissione di specie faunistiche" (AA.VV., 2007) definisce i principi generali e le linee di indirizzo per la realizzazione di azioni di reintroduzione e ripopolamento di specie faunistiche protette. Il Quaderno dedica una sezione tematica al gambero di fiume (Box 9 "Protocollo per la reintroduzione di gamberi d'acqua dolce autoctoni"), e considera prioritarie per la conservazione della specie le azioni di reintroduzione in ambienti idonei, definendo una serie di procedure (es. numero di fondatori, periodo ottimale di semina ecc.) per attuare una corretta reintroduzione.

3.5 Disposizioni normative e regolamenti regionali

Con il D.P.R. 616 del 1977, sono state trasferite dallo Stato alle Regioni le competenze in materia di pesca; ciascuna Regione, pertanto, negli ambiti territoriali di propria competenza, detta specifiche norme per la tutela e la salvaguardia/incremento della fauna ittica, svolgendo un ruolo di indirizzo e coordinamento sulla gestione delle acque interne e sulla disciplina della pesca.

Ulteriori provvedimenti sono dettati a livello di singola Provincia, in conformità con le disposizioni regionali. Le Province, infatti, posso promuovere ed attuare interventi di riequilibrio degli habitat fluviali e di valorizzazione dei corsi d'acqua. Ad esse è affidata anche la gestione dei ripopolamenti ittici, l'aggiornamento della carta ittica (se non realizzata a livello regionale), e la determinazione dei calendari ittici.

La carta ittica provinciale/regionale è il principale strumento per la gestione di tutte le attività inerenti la pesca sportiva nelle acque interne, in quanto valuta lo stato delle popolazioni ittiche e degli ecosistemi fluviali presenti nel territorio provinciale/regionale, individua zone di regolamentazione speciale (zone di protezione, zone di ripopolamento e cattura ecc.), detta le linee di indirizzo per la realizzazione di interventi di tutela e valorizzazione del patrimonio ittico.

I calendari ittici vengono aggiornati su base annuale e in essi vengono riportate le zone e i periodi chiusi alla pesca per il periodo riproduttivo delle diverse specie, le taglie minime e le relative sanzioni.

Nella tabella 4 si riportano le principali norme regionali, vigenti e applicate in passato, che disciplinano la tutela del gambero autoctono, tralasciando eventuali regolamenti provinciali maggiormente restrittivi.

TABELLA 4. NORMATIVA REGIONALE DI TUTELA DEL GAMBERO DI FIUME AUTOCTONO

Regione	Normativa	Testo/Dettaglio
Abruzzo	L.R. 44/1985 - Tutela e incremento della fauna ittica nelle acque interne. Norme per l'esercizio della pesca. L.R. 50/1993 - Primi interventi per la difesa della biodiversità nella Regione Abruzzo: tutela della fauna cosiddetta minore, integrata dalla L.R. 59/2010 "Disposizioni per l'adempimento degli obblighi della Regione Abruzzo, derivanti dall'appartenenza dell'Italia all'Unione Europea. Attuazione delle Direttive 2006/123/CE e 2006/7/CE. Titolo VI (Attuazione della direttiva 92/43/CE).	<i>gambero</i> specie pescabile, lunghezza minima 9 cm. <i>Austropotamobius pallipes</i> è specie oggetto di tutela
Basilicata	L.R. 2/1995 - Norme per la protezione della fauna selvatica e per il prelievo venatorio.	nessuna normativa sul gambero
Bolzano, Prov. autonoma	L.P. 27/1973- Norme per la protezione della fauna. L.P. 28/1978 - Decreto del Presidente della Provincia 19/2001 Regolamento relativo alla pesca, Allegato A: Elenco delle specie protette	tutelato il gambero - <i>Astacus astacus</i> . Il gambero di torrente <i>Austropotamobius pallipes italicus</i> e il gambero di fiume <i>Astacus astacus</i> sono specie protette durante tutto l'anno
Calabria	L.R. N. 9/1996 - Norme per la tutela e la gestione della fauna selvatica e l'organizzazione del territorio ai fini della disciplina programmata dell'esercizio venatorio.	nessuna normativa sul gambero
Campania	L.R. 26/2012 - Norme per la protezione della fauna selvatica e disciplina dell'attività venatoria in Campania-	nessuna normativa sul gambero

Emilia Romagna	R.R. 29/1993 - Attrezzi e modalità di uso consentiti per la pesca. Periodi di divieto di pesca delle specie ittiche nelle acque interne dell'Emilia-Romagna, abrogata da L.R. 11/1993 Norme per la tutela della fauna ittica e dell'ecosistema acquatico e per la disciplina della pesca, dell'acquacoltura e delle attività connesse nelle acque interne. L.R. 15/2006 - Disposizioni per la tutela della fauna minore in Emilia-Romagna.	gambero (<i>Austropotamobius pallipes italicus</i>): divieto di cattura periodo 1/1 – 31/12. Particolarmente protette le specie in Allegati II) e IV) della Direttiva 92/43/CEE.
Friuli Venezia Giulia	L.R. 9/1971 Articolo 6 bis aggiunto da art. 2, comma 77, L.R. 27/2012 - Tutela del gambero di acqua dolce	tutela delle popolazioni di gamberi di acqua dolce appartenenti alla fauna regionale, l'Ente Tutela Pesca promuove e attua iniziative di prevenzione e di contrasto alla diffusione delle specie invasive di gamberi.
Lazio	L.R. 18/1988 - Tutela di alcune specie della fauna minore.	vietata l'uccisione, la cattura, il trasporto ed il commercio dei gamberi d'acqua dolce (<i>Austropotamobius pallipes italicus</i>) [...] non provenienti da allevamento.
Liguria	L.R. 4/1992 - Tutela della fauna minore abrogata da L.R. 28/2009 - Disposizioni in materia di tutela e valorizzazione della biodiversità	vietato danneggiare e uccidere intenzionalmente nonché molestare catturare detenere e commerciare le seguenti specie: - Gambero di fiume (<i>Austropotamobius pallipes</i>). sono considerate protette tutte le specie animali ricomprese negli allegati II e IV della direttiva 92/43/CEE e successive modifiche ed integrazioni.
Lombardia	L.R. 33/1977 - Provvedimenti in materia di tutela ambientale ed ecologica, abrogata da L.R. 10/2008 - Disposizioni per la tutela e la conservazione della piccola fauna, della flora e della vegetazione spontanea.	la cattura, il trasporto ed il commercio di gamberi d'acqua dolce (<i>Astacus Fluviatilis</i>) sono vietati. Vietati l'uccisione, la cattura, il trasporto e la detenzione a qualsiasi fine di gamberi di fiume autoctoni (genere <i>Austropotamobius</i>).
Marche	L.R. 28/1983 - Norme per l'incremento e la tutela della fauna ittica e per la disciplina della pesca nelle acque interne, abrogata da L.R. 11/2003 - Norme per l'incremento e la tutela della fauna ittica e disciplina della pesca nelle acque interne. L.R. 12/2003 - Tutela delle risorse genetiche animali e vegetali del territorio marchigiano.	vietata la cattura e il commercio di esemplari delle seguenti specie ittiche aventi lunghezza inferiore a [...] gambero cm 7. vietata la pesca delle seguenti specie ittiche nei periodi [...] gambero 1° aprile – 30 giugno. nessuna normativa sul gambero: non è stato compilato l'elenco delle specie sottoposte a tutela. Nella proposta dell'elenco da compilare, in Tabella 2 (Le specie della "piccola fauna") è inserito anche il Gambero di fiume o Gambero dai piedi bianchi (<i>Austropotamobius pallipes</i> = <i>Austropotamobius italicus</i>)
Molise	L. R. 7/1998 - Norme per la protezione e l'incremento della fauna ittica e per l'esercizio della pesca nelle acque interne, e relative modifiche ed integrazioni.	<i>gambero</i> : è sempre vietata la pesca

Piemonte	L.R. 32/1982 - Norme per la conservazione del patrimonio naturale e dell'assetto ambientale.	vietata la cattura, il trasporto il commercio e la detenzione per la vendita di gamberi d'acqua dolce (<i>Astacus astacus</i> e <i>Austropotamobius pallipes</i>)
Puglia	L.R. 27/1998 - Norme per la protezione della fauna selvatica omeoterma, per la tutela e la programmazione delle risorse faunistico-ambientali e per la regolamentazione dell'attività venatoria-	tutelate e protette [...] tutte le altre specie che direttive comunitarie o convenzioni internazionali o apposito decreto del Presidente del Consiglio dei ministri indicano come minacciate di estinzione.
Sardegna	[territorio esterno all'areale della specie]	
Sicilia	[territorio esterno all'areale della specie]	
Toscana	L.R. 56/2000 - Norme per la conservazione e la tutela degli habitat naturali, seminaturali, della flora e della fauna selvatiche. Regolamento di attuazione L.R. 7/2005 - Gestione delle risorse ittiche e regolamentazione della pesca nelle acque interne.	<i>Austropotamobius pallipes</i> elencato come specie animale di interesse regionale, la cui conservazione può richiedere la designazione di siti di interesse regionale. È vietata la pesca del <i>gambero italiano</i> .
Trento, Prov. autonoma	L.P. 27/1973 - Norme per la protezione della fauna. Decreto del Presidente della Provincia 31 dicembre 2004, n. 20-30/ Leg. - Modifica del decreto del Presidente della Giunta provinciale 3 dicembre 1979 n. 22-18/Legisl. (Regolamento di esecuzione della legge provinciale 12 dicembre 1978, n. 60 recante 'Norme per l'esercizio della pesca nella provincia di Trento')	specie protetta il gambero <i>Astacus astacus</i> . Per il gambero d'acqua dolce <i>Austropotamobius pallipes italicus</i> è previsto il divieto di pesca dal 1° aprile al 30 giugno; la misura minima di cattura è di 7 cm.
Umbria	L.R. 44/1998 - Norme per la tutela e lo sviluppo del patrimonio ittico regionale, la salvaguardia degli ecosistemi acquatici e l'esercizio della pesca. R.R. 5/2001 - Disciplina dell'attività di pesca nelle acque interne, abrogata da L.R. 15/2008 - Norme per la tutela e lo sviluppo del patrimonio ittico regionale, la salvaguardia degli ecosistemi acquatici, l'esercizio della pesca professionale e sportiva e dell'acquacoltura. R.R. 2/2011 - Disciplina dell'attività di pesca professionale e sportiva nelle acque interne	su tutto il territorio regionale vige il divieto assoluto di pesca alle seguenti specie: a) gambero di fiume italiano (<i>Austropotamobius pallipes italicus</i>)
Valle d'Aosta	L.R. 16/1977 - Norme per la disciplina della raccolta dei funghi e per la tutela di alcune specie della fauna inferiore e della flora, prorogata da L.R. 32/1980, modificata e integrata da L.R. 4/1985 - Calendario Ittico dal 1998	per un periodo di tre anni dall'entrata in vigore della presente legge è vietata la cattura di tutte le specie [...] e del genere <i>Astacus</i> (gambero). Vietata la cattura di tutte le specie [...] e del genere <i>Astacus</i> (gambero). È vietata la pesca del <i>gambero</i>
Veneto	L.R. 19/1998 - Norme per la tutela delle risorse idrobiologiche e della fauna ittica e per la disciplina dell'esercizio della pesca nelle acque interne e marittime interne della Regione Veneto, e modifiche della L.R. 4/2009	le lunghezze minime dei pesci per esercitare la pesca, la compravendita, la detenzione e lo smercio nei pubblici esercizi sono le seguenti: [...] gambero di fiume <i>Austropotamobius pallipes italicus</i> : cm 10. Al fine di consentire uniformemente la corretta coltivazione delle acque, finalizzata in particolare alla salvaguardia e alla tutela delle epoche di riproduzione ittica, la pesca è vietata nei seguenti periodi rispettivamente per: [...] g) <i>Gambero di fiume</i> dal 1° ottobre al 30 giugno. [...] al fine di favorire in particolare la lotta al "gambero rosso della Louisiana".

4. STUDIO DELLE POPOLAZIONI NATURALI

4.1 Censimento delle popolazioni

Conoscere la distribuzione di una specie in una data area è una informazione necessaria per svolgere qualsiasi azione di conservazione e gestione. Nel contesto faunistico, per censimento si intende la rilevazione, mediante specifiche indagini, di tutte le popolazioni, ad esempio di *A. pallipes*, presenti sul territorio indagato (es. area protetta, provincia, regione).

Per svolgere un censimento bisogna disporre di adeguate risorse umane ed economiche, proporzionate all'estensione del territorio che si vuole indagare. Inoltre ogni ambiente può riservare differenti difficoltà nel percorrerlo a seconda che si tratti di un contesto pianeggiante, collinare, montano, boscato, ecc. Questi sono aspetti importanti che vanno considerati nella pianificazione di un censimento, perché possono aumentare o diminuire i tempi previsti per lo svolgimento con una diretta ricaduta finanziaria.

4.1.1 Reperimento di dati storici e pregressi

È molto importante reperire informazioni locali pregresse sulla presenza della specie. Enti di tutela e gestione della pesca, assessorati alla pesca, istituti di ricerca (Università e istituti privati di ricerca) possono fornire utili indicazioni sulla distribuzione attuale o pregressa della specie (es. tramite le carte ittiche). Per quanto riguarda invece le informazioni storiche, è opportuno rivolgersi ai musei, i quali potrebbero avere sia reperti museali sia testi in grado di fornire utili informazioni. I dati storici e pregressi offrono vantaggi per la pianificazione dell'indagine; forniscono indicazioni su quali aree focalizzare maggiormente l'attenzione e soprattutto, una volta concluso il censimento, servono per valutare l'andamento delle popolazioni nel tempo.

4.1.2 Individuazione dell'area di studio

L'individuazione dell'area di studio è uno degli aspetti fondamentali di un censimento. Lo studio preliminare del territorio, con carte geografiche, foto aeree, o software GIS (Geographic information system) permette di evidenziarne gli elementi caratteristici. In questo modo, già prima di eseguire i sopralluoghi, è possibile definire la logistica di supporto ad essi. Sulla base dello studio cartografico, bisogna considerare il numero di corsi d'acqua che devono essere monitorati, la loro lunghezza e conseguentemente quante stazioni di campionamento per corso devono essere previste, senza trascurare la localizzazione delle stazioni (come possono essere raggiunte, ad es. in automobile, in motocicletta, a piedi) e quali attrezzature è necessario utilizzare. Bisogna verificare che i corsi d'acqua non siano soggetti ad asciutte periodiche, ma soprattutto che l'intervallo termico dell'acqua sia idoneo a questa specie, ovvero che non si superino mai durante l'anno i 25 °C e che le temperature estive medie permettano lo svolgimento del ciclo biologico (cfr. § 1.6). Un preliminare sopralluogo è fondamentale per valutare le dimensioni dei corpi idrici sia in ampiezza sia in profondità, perché da queste caratteristiche dipendono le tecniche di monitoraggio che si dovranno applicare.

4.1.3 Metodi di indagine e validazione

Può risultare utile l'elaborazione di un questionario (*Scheda segnalazione* in Allegato I) finalizzato alla composizione di un quadro informativo preliminare sulla distribuzione della specie nell'ambito territoriale, in epoca attuale e nel passato recente. Tale questionario va destinato a tutti i soggetti attivi sul territorio a vario titolo (amministrazioni provinciali, corpi di vigilanza, guardie ecologiche, ARPA, associazioni naturalistiche, organizzazioni dei pescatori, ecc.). In caso di segnalazioni, sia ottenute tramite il questionario sia da eventuale bibliografia pregressa (es. fonti cartografiche storiche), l'informazione può essere considerata attendibile solo se validata da esperti o verificata sul campo durante le successive indagini. Per effettuare un censimento di popolazione in un'area è necessario verificare la presenza della specie, con materiali e metodi idonei e compatibili alle caratteristiche eto-ecologiche. In questo caso, è opportuno che le indagini siano effettuate durante il periodo di maggiore attività dei gamberi (cfr. § 1.4), in tarda primavera-estate (preferibilmente nei mesi di luglio e agosto) e nelle ore crepuscolari-notturne, per evitare di fornire dei falsi negativi. La prima distinzione che bisogna effettuare riguarda la tipologia di corso d'acqua (cfr. Tab. 5).

In caso di acque poco profonde, di velocità di corrente ridotta e buona visibilità del fondale, si possono svolgere i censimenti mediante:

- ricerca notturna, a vista con torcia e cattura a mano
- ricerca diurna, ispezionando i probabili rifugi
- elettropesca, con strumenti a batteria o motore a scoppio.

In acque profonde i principali metodi di campionamento sono:

- nasse
- reti da lancio
- immersioni subacquee.

Naturalmente possono essere usati differenti metodi nello stesso corso d'acqua, se il contesto ambientale lo necessita.

Durante il giorno è consigliabile iniziare la ricerca dagli ambienti con velocità dell'acqua ridotta dove è più facile osservare i gamberi e dove è anche possibile individuare eventuali frammenti o parti di esoscheletro che sancirebbero la presenza della specie; guadagni immanicabili possono essere utilizzati per ispezionare le rive incavate del corso. Se la ricerca fornisce un esito negativo, è opportuno mettere in opera, per una notte, alcune nasse innescate (es. con cibo per gatti) nelle pozze più profonde. In alternativa si può procedere ad un sopralluogo notturno con fonti luminose.

Qualora le tecniche di ricerca diurna e notturna risultino inefficaci o inapplicabili (profondità dell'acqua > 0,5 m e velocità di corrente > 0,3 m/sec), è necessario mettere in opera delle nasse innescate con esche attrattive, almeno una ogni 20 m, ed ispezionarle il giorno successivo.

TABELLA 5. METODI CONSIGLIATI IN BASE ALL'HABITAT (MODIFICATO DA REYNOLDS E SOUTY-GROSSET, 2012).

Tipo di corso d'acqua	Flusso, substrato, habitat	Metodo consigliato
Torrentini di primo ordine, con substrato roccioso	Flusso variabile, substrato eterogeneo; massi, ciottoli, ghiaia e/o sabbia. Gli ambienti più propizi sono sotto i piccoli massi nelle zone con flusso laminare e nelle pozze; anche nelle rive e nei raschi.	Una ricerca selettiva alla mano fornisce un'abbondanza semi-quantitativa, oppure l'elettropesca. Ricerca notturna e ricerca diurna di gamberi adulti per area.
Torrenti di media pendenza con ghiaia o argilla	Flusso variabile, substrato principalmente di ghiaia o argilla. Rifugi costituiti soprattutto da detriti legnosi o urbani. Tane di gamberi scavate nelle rive sommerse, in radici sommerse o sotto alle pietre in presenza di ponti o briglie. I torrenti calcarei hanno un flusso più stabile.	La ricerca alla mano è limitata dalla disponibilità di rifugi. Retinare spostando e sollevando le radici filamentose per cercare i giovani. Controllare i buchi ovali presenti nelle sponde verticali. Smuovere i ciottoli. Questi metodi sono poco affidabili e forniscono solo dati di presenza. Utilizzare nasse innescate o rifugi artificiali per dati semi-quantitativi. La ricerca notturna è efficace solo se l'acqua è limpida.
Fiumi di pianura, canali, laghi	Flusso lento, spesso alterato; substrato principalmente di argilla limosa o sabbia/ghiaia. Gli ambienti per i gamberi sono costituiti dalle ripide sponde argillose, spesso con alberi. Probabile utilizzo di macrofite sommerse o acque basse con canne emergenti.	Di solito l'habitat è troppo profondo e torbido per la ricerca alla mano. Retinare le radici degli alberi o delle macrofite. La migliore soluzione è usare le nasse per ottenere risultati semi-quantitativi.
Paludi, acquitrini	Acqua presente solo temporaneamente, buona vegetazione.	Campionare con le nasse nel periodo con acqua, oppure contando i camini delle tane.

4.1.4 Scheda per il censimento e attrezzatura

La attrezzature sono scelte in funzione della profondità e della velocità di corrente. In generale è necessario avere un GPS, la cartografia adeguata, stivali almeno a mezza coscia, guadini, retini e torce in caso di ricerca notturna. Se invece è necessario mettere in opera le nasse bisogna decidere l'estensione delle stazioni e quindi il numero di nasse necessario e le esche attrattive. In Allegato II, la scheda per il censimento.

4.2 Disegno di campionamento

Dopo aver definito l'area di studio, in relazione alla finalità dell'indagine (es. quadro distributivo, stime di abbondanza e/o dimensione delle popolazioni, prelievi di tessuto per analisi genetiche, verifiche sanitarie) vanno individuate e seguite modalità diverse di campionamento.

4.2.1 Area, tipo, unità di campionamento

L'area di studio viene divisa in sub-unità (tratto di corso d'acqua), all'interno delle quali avviene il campionamento vero e proprio. L'unità di campionamento corrisponde a un tratto rappresentativo del corso d'acqua entro cui rilevare i dati (es. contare il numero di individui), quindi per la maggior parte dei corsi minori (con ampiezza media inferiore ai 5 m) si stabilisce un tratto di 100 m (Barbour *et al.*, 1999). Più sessioni di campionamento permettono di distribuire la variabilità non controllata in modo uguale e quindi permette di ottenere stime sulla dimensione della popolazione, accompagnate da stime della varianza o intervalli di confidenza.

4.2.2 Metodi per minimizzare la variabilità tra operatori

I campionamenti astacicoli in generale richiedono da parte degli operatori una buona conoscenza dell'ambiente fluviale e delle caratteristiche eco-etologiche della specie. Anche per ottenere informazioni qualitative e di presenza è comunque necessario che le indagini vengano affidate a personale specializzato. Nel caso in cui i campionamenti devono essere standardizzati e quindi lo sforzo di cattura deve rimanere costante, l'utilizzo di strumentazione idonea come le nasse innescate (in numero fisso e la loro ispezione a cadenza regolare) riduce notevolmente la soggettività degli operatori. Quando vengono utilizzate la ricerca diurna e quella notturna, l'esperienza dell'operatore risulta fondamentale. È buona prassi comunque minimizzare la variabilità degli operatori/esperti svolgendo assieme in modo preliminare alcuni sopralluoghi, in modo da potersi confrontare su alcuni aspetti (es. valutare insieme la compilazione della scheda di campo) con margine di errore maggiore e decidere come e quali soluzioni adottare. Soltanto in questo modo i dati ottenuti da più gruppi di operatori potranno essere messi a confronto e si potranno ottenere risultati validi.

4.3 Metodi di campionamento delle popolazioni

Non esistono strumenti specifici che permettano di catturare i gamberi con la stessa efficacia che l'elettro-storditore ha sui pesci. Molti lavori descrivono aspetti particolari di differenti metodologie di campionamento (Peay, 2004; Nowicki *et al.*, 2008). Le metodologie di campionamento sono selezionate in base alle caratteristiche degli habitat, al tipo di studio e alle risorse disponibili (Holdich e Rogers, 2000). I metodi di cattura dei gamberi d'acqua dolce devono presentare le seguenti caratteristiche: essere incruenti e limitare i rischi di disturbo eccessivo o di diffusione di patologie; avere un'applicazione il più possibile semplice e replicabile; permettere la stima dei trend di popolazione a lungo termine; essere sostenibili in termini di investimento umano e finanziario.

In letteratura sono descritti diversi metodi di campionamento, molto spesso perché gli autori tendono ad associare a ogni biotopo una metodologia specifica (Reynolds e Souty-Grosset, 2012). Generalmente i metodi di campionamenti derivano da tecniche tradizionali utilizzate per catturare i gamberi a scopo alimentare, sovente sono tecniche che permettono di catturare un discreto quantitativo di gamberi, ma selettive per le classi più grandi di età, e comunque sono difficilmente utilizzabili a scopi scientifici.

Di seguito una breve descrizione di alcuni metodi di campionamento più usati.

Ricerca notturna

Questo metodo può essere utilizzato sia per individuare sia per catturare i gamberi, semplicemente con le mani oppure con l'ausilio di retini e guadini; sfrutta la caratteristica del gambero di essere attivo durante la notte. Le fonti luminose devono essere adeguate alla corretta illuminazione del corso d'acqua. È frequentemente impiegata negli studi scientifici (Peay, 2004) ed è stata la metodologia più usata durante il progetto CRAINat. Per utilizzare questo metodo, la profondità dell'acqua non deve superare 50 cm circa e la velocità di corrente deve essere inferiore a 0,3 m/sec. La sua efficacia è associata al tipo di substrato, che deve essere il più possibile a granulometria fine e alla trasparenza dell'acqua. Prima di effettuare la ricerca notturna, è opportuno ispezionare il corso d'acqua durante il giorno per identificare e valutare eventuali difficoltà presenti. Il metodo deve essere applicato durante il periodo di attività dei gamberi con temperature dell'acqua superiori ai 10 °C (Pratten, 1980). Non arreca eccessivo disturbo ai gamberi (in caso di semplice conteggio, senza cattura), non è selettiva sulla taglia e quindi fornisce indicazioni su tutte le classi dimensionali (es. sex ratio, stato di salute, struttura di popolazione). Naturalmente è una tecnica influenzata da fattori stagionali e climatici che sono direttamente responsabili dell'attività del gambero. Con questa tecnica si ottengono valutazioni di abbondanza oppure stime di popolazione ripetendo più passaggi. È fondamentale che l'operatore sia esperto e abituato ad individuare anche i gamberi più piccoli.

Ricerca diurna

Per questo tipo di metodologia sono necessarie le stesse condizioni ambientali descritte per l'osservazione notturna, ovvero profondità d'acqua inferiore ai 50 cm, velocità di corrente non superiore a 0,3 m/sec e soprattutto acqua limpida per una buona visibilità del substrato. Durante il giorno i gamberi non sono attivi, di conseguenza devono essere cercati ispezionando i possibili rifugi (riva incavata, ciottoli, tane, ecc.; Peay, 2003). È generalmente utilizzata per campionare tratti limitati, poiché richiede uno sforzo maggiore rispetto alla ricerca notturna; è comunque in grado di fornire una indicazione di abbondanza. Lo spostamento del substrato (sollevare ciottoli e fogliame) può creare disturbo ai gamberi. Rimane una tecnica molto dispendiosa come tempo impiegato e meno efficace rispetto alla ricerca notturna. Nel progetto CRAINat è stata utilizzata come tecnica d'indagine preliminare per verificare la presenza della specie.

Elettropesca

Questa tecnica, largamente diffusa negli studi sulla fauna ittica, per molti anni è stata utilizzata per campionare gamberi d'acqua dolce (Eversole e Foltz, 1993) in condizioni di acqua limpida e poco profonda. Gli svantaggi sono comunque numerosi. Infatti, i gamberi d'acqua dolce non sono attratti dal campo magnetico generato dall'elettrostorditore, come accade per i pesci, ma soggetti al tetanismo e alla conseguente galvanonarcosi del campo elettrico. Infatti, il gambero nel campo elettrico si contrae velocemente senza una specifica direzione, quindi l'operatore deve vederlo e catturarlo con un guadino; inoltre se il gambero si trova in una tana, oltre a non essere visto, le ripetute contrazioni muscolari nell'ambiente ristretto possono provocare delle lesioni. Non è una tecnica selettiva e quindi arreca molto disturbo a tutte le specie acquatiche. Per l'utilizzo dell'elettrostorditore vi devono essere delle condizioni di acqua limpida, poco profonda e senza vegetazione acquatica o fango/limo. Si ricorda che l'utilizzo dell'elettrostorditore va affidato esclusivamente a personale specializzato e qualificato, previa autorizzazione da parte dell'autorità competente.

Utilizzo di nasse

Può essere applicato in molti contesti ambientali: in acque lentiche, lotiche, poco profonde o molto profonde. Le trappole o nasse possono avere differenti dimensioni e forme. La dimensione della maglia deve impedire la fuga dei gamberi. Le nasse possono essere innescate con differenti sostanze che siano attrattive per i gamberi (porzioni di pesci, cibo per gatto secco o umido, fegato, ecc.). La selettività dimensionale e la variabilità stagionale sono ampiamente descritte in letteratura (Brown e Brewis, 1979; Reynolds e Matthews, 1993). Infatti, le nasse sono attrattive soprattutto per gli individui adulti, ma hanno una scarsa resa sulle classi giovanili. Questi aspetti permettono di ottenere informazioni parziali sulle popolazioni oggetto di studio. Inoltre le nasse vanno posizionate e lasciate in acqua almeno una notte. Per ottenere delle stime di popolazione è necessario standardizzare lo sforzo di cattura, mantenendo uguale il numero di nasse, la distanza tra una e l'altra, il tempo per tutte le sessioni di campionamento. Le trappole possono essere utilizzate in situazioni dove le tecniche succitate sono inapplicabili. Infatti, possono essere posizionate in luoghi con acqua profonda e/o torbida, velocità di corrente relativamente sostenuta e turbolenta.

4.3.1 Metodi qualitativi

Tutti i metodi succitati possono essere utilizzati per un'indagine qualitativa (es. presenza/assenza). Generalmente per uno studio preliminare ci si avvale di strumentazioni poco ingombranti e quindi dove è possibile si applicano la ricerca diurna oppure quella notturna, magari con l'ausilio di guadagni per ispezionare meglio le rive incavate e le pozze più profonde. Generalmente la ricerca diurna fornisce solo un'indicazione di presenza/assenza, poiché standardizzare lo sforzo di cattura risulta molto difficoltoso e spesso dipende eccessivamente dall'esperienza dell'operatore.

4.3.2 Metodi quantitativi

I metodi quantitativi differiscono da quelli qualitativi per la standardizzazione e il numero di sessioni condotte (almeno due). Per la stima di popolazione con la metodologia del *removal method* si predilige la ricerca e la cattura notturna, mediante la rimozione temporanea e lo stoccaggio dei gamberi catturati durante più sessioni di cattura (generalmente tre passaggi di pesca nella stessa sera). Se il contesto lo consente, l'utilizzo dell'elettrostorditore risulta molto agevole in questo caso, con il vantaggio di operare durante il giorno. L'utilizzo di nasse e/o reti invece si addice al monitoraggio delle popolazioni su periodi di tempo più lunghi. Se si svolgono campionamenti prolungati nel tempo con più sessioni, è possibile stimare la popolazione con i metodi di *mark - recapture*, dove una parte della popolazione viene catturata, marcata e rilasciata. In questi ultimi casi si rende quindi necessaria la marcatura dei gamberi.

4.3.3 Metodi di marcatura

Come appena evidenziato alcune metodologie di studio delle popolazioni richiedono la marcatura degli animali (Fig. 10). In generale la marcatura si deve mantenere stabile almeno per tutta la durata dello studio e non deve:

- indurre mortalità o patologie
- aumentare il rischio di predazione
- modificare il comportamento e la mobilità.

I tipi di marcatura si distinguono in:

- indifferenziata: si tratta di una marcatura che indica semplicemente che l'animale è già stato catturato;
- individuale: presenta un codice (es. numerico, alfanumerico, a colori, ecc.) che identifica il singolo animale.

Vi sono vari metodi di marcatura per i gamberi:

- pennarello resistente all'acqua o targhette
- saldatore
- *Passive Integrated Transponder* (PIT) tags, elastomeri e targhette V.I. Alpha
- trasmettenti per radio tracking.

Il **pennarello** indelebile o le targhette sono metodi agevoli per la marcatura dei gamberi (Gherardi *et al.*, 1998). Si può effettuare una marcatura indifferenziata (es. riproducendo un bollo o una riga) ogni volta che un gambero viene catturato oppure individuale scrivendo il numero sul cefalotorace o incollando una targhetta di plastica numerata (Fig. 10a). La possibilità di utilizzare e combinare colori differenti permette anche ulteriori codificazioni nella marcatura. Il limite di questo metodo di marcatura riguarda la sua stabilità nel tempo, infatti con la muta qualsiasi tipo di marcatura applicata o scritta sull'esoscheletro viene persa.

La marcatura con **saldatore** (Abrahamsson, 1965; Buřić *et al.*, 2008) produce delle microustioni sull'esoscheletro, depigmentando il tessuto sottostante (Fig. 10b). Questa cicatrice risulta stabile nel tempo (anche dopo alcuni eventi di muta), ma potrebbe esporre maggiormente il gambero ad infezioni e patologie. Anche in questo caso la marcatura può essere individuale oppure indifferenziata.

Il sistema di marcatura con **elastomeri** (Jerry *et al.* 2001; Buřić *et al.*, 2008) è costituito da piccole struttu-



FIGURA 10a. Marcatura a pennarello indelebile

re che vengono inserite in forma liquida internamente al gambero con un apposita siringa, entro 24 ore si solidificano ma rimangono flessibili e visibili esternamente. Sul medesimo principio si basano le **targhette V.I. Alpha** (*Visible Implant Alpha*) che sono piccole etichette fluorescenti con codice alfanumerico (e quindi costituiscono una marcatura individuale) che vengono inserite nella muscolatura addominale (Buřić *et al.*, 2008). L'elasticità della marca permette di marcare anche individui giovani senza procurare disturbo e causare mortalità. La marcatura risulta estremamente stabile, ha un costo contenuto, rapida applicazione ed è visibile durante la notte. La gamma di colori presenti in commercio permette di sviluppare un consistente numero di combinazioni.

La marcatura con **PIT tag** (Buřić *et al.*, 2008; Westhoff e Sievert, 2013) è una tecnica largamente utilizzata in ambiente faunistico. I trasponder possono essere incollati sul cefalotorace e quindi avere una bassa stabilità nel tempo a causa della muta, oppure inseriti internamente (es. nella muscolatura addominale), in questo caso la marcatura è stabile anche dopo successive mute (Fig. 10c).

Il monitoraggio può essere effettuato con apposite antenne che permettono d'individuare l'animale senza manipolarlo, indentificandolo anche quando è all'interno della tana. È un ottimo sistema di marcatura molto utile anche negli allevamenti. Il **radio tracking** ha avuto negli ultimi anni con lo sviluppo delle nuove tecnologie un ampio utilizzo anche su animali piccoli. Infatti la realizzazione di apparecchi trasmettenti sempre più ridotti ha permesso la loro applicazione sui gamberi senza modificare il comportamento e la mobilità (Robinson *et al.*, 2000; Barbaresi *et al.*, 2004).

Tra i metodi di marcatura è sicuramente quello più costoso, ma permette di seguire tutti gli spostamenti del gambero anche per lunghi periodi di tempo.



FIGURA 10b. Marcatura con saldatore



FIGURA 10c. Marcatura con PIT tag

4.4 Metodi di valutazione delle popolazioni

Le stime si basano sul campionamento, cioè sull'acquisizione di dati riguardanti porzioni della popolazione. A seconda della metodologia applicata, dei passaggi e della durata delle sessioni di campionamento, è possibile ottenere informazioni che possono essere semi-quantitative (abbondanza) o quantitative (stima della dimensione di popolazione).

4.4.1 Stima attraverso indici semi-quantitativi

La stima semi-quantitativa fornisce informazioni sulle popolazioni in termini relativi, ossia consente di stimare l'abbondanza e permette il confronto sia nel tempo della medesima popolazione sia tra differenti popolazioni. Generalmente questi metodi sono estremamente speditivi e consentono di ottenere, in tempo relativamente breve, utili informazioni.

Servono per valutare l'andamento di una popolazione nel tempo, oppure confrontare le condizioni di differenti popolazioni in una data area. Si basano sul conteggio del numero di gamberi in rapporto allo sforzo di cattura (*Catch Per Unit Effort, CPUE*), che può essere standardizzato in modo diverso e definito in rapporto al numero di nasse (Zimmermann e Palo, 2011), oppure al tempo impiegato da un numero di operatori (Smith *et al.*, 1996; Piccoli *et al.*, 2012).

4.4.2 Stima attraverso indici quantitativi

Mediante l'applicazione di indici quantitativi si producono stime delle dimensioni di popolazioni, della composizione per età, per taglia o per sesso, della natalità e della mortalità naturale. Si distinguono in campionamenti con *removal method* (senza marcatura) o *mark - recapture method* (con marcatura e ricattura). Per l'applicazione corretta del *removal method* sono necessarie le seguenti assunzioni, durante il periodo di campionamento:

1. tutti gli individui hanno la medesima probabilità di essere catturati
2. la popolazione deve essere chiusa (nessun evento di nascita, morte, immigrazione o emigrazione)
3. la probabilità di catturare un individuo è costante per tutto il periodo di campionamento.

Questo tipo di procedura permette di ottenere in breve tempo (anche solo alcune ore) un'ampia serie di dati per la stima della dimensione di popolazione. È basata sul principio che il numero delle catture, per unità di sforzo di pesca, diminuisce proporzionalmente al diminuire della consistenza numerica della popolazione sulla quale tale sforzo di pesca si esercita. Il numero d'individui per unità di superficie si possono ricavare dalle formule di De Lury (1951), Moran (1951) - Zippin (1958), Seber - LeCren (1964).

L'approccio di campionamento effettuato con *mark - recapture method* prevede tempi decisamente più lunghi rispetto ai metodi succitati, infatti gli animali devono essere catturati, marcati e rilasciati in natura, ma la successiva ricattura deve avvenire quando gli animali si sono nuovamente dispersi nell'ambiente. Tale procedura inoltre necessita di una marcatura stabile, almeno per la durata del campionamento.

Tutti i metodi derivano direttamente dal primo, messo a punto da Petersen nel 1896 e usato da Lincoln nel 1930 e perciò spesso chiamato "Indice di Lincoln-Petersen". Le assunzioni variano da modello a modello, e i più utilizzati sono raccolti anche nel software MARK (White, 2008), come Jolly-Seber, Schnabel, Schumacher e Eschmeyer, Chao. Per una rassegna e per approfondimenti si rimanda a White *et al.* (1982) e Pollok *et al.* (1990).

4.4.3 Elaborazione di quadri demografici

Per elaborare qualsiasi quadro demografico di una popolazione è necessario avere una stima della dimensione di popolazione e l'andamento di crescita in relazione al tempo (mesi, anni, ecc.).

La stima dell'età, della crescita e della mortalità dei crostacei (come anche dei pesci tropicali) è molto difficile a causa dell'assenza di strutture calcificate, che vengono perse ad ogni muta, paragonabili alle scaglie dei pesci che possano darne indicazione. Risulta pertanto necessario ricorrere a metodi indiretti quali l'analisi delle distribuzioni delle frequenze di lunghezza, comunemente applicate allo studio di gamberi (Scalici *et al.*, 2008). Le frequenze di lunghezza vengono utilizzate per produrre istogrammi di distribuzioni di frequenza polimodali, i quali sono poi analizzati col metodo di Bhattacharya (1967) utilizzando la routine del programma FISAT II (FAO-ICLARM Stock Assessment Tools) per computer (Gayanilo *et al.*, 1996). Questa procedura si basa sulla separazione in coorti di una distribuzione complessa di frequenze di lunghezza.

Metodi alternativi diretti di attribuzione dell'età si basano sull'accumulo di lipofuscina nei lisosomi: si assegna l'età dell'animale in relazione all'area occupata dalla lipofuscina in sezioni istologiche della medulla terminale del peduncolo oculare (Vogt, 2012) in quanto più semplice da prelevare, benché ci sia un maggiore accumulo di lipofuscina nel lobo oculare. La lettura dell'accumulo di lipofuscina richiede strumentazioni specifiche e costose, ed è necessario costruire dei database specie-specifici per poter applicare il metodo su larga scala. Va ricordato anche il grado di invasività che tali procedure possono avere sulle specie minacciate.

4.5 Caratterizzazione genetica

a cura di Irene Pellegrino, Guido Bernini, Alessandro Negri (Università del Piemonte Orientale)

Le popolazioni di gambero di fiume (*Austropotamobius pallipes* complex) in Italia sono per la maggior parte isolate e minacciate dalla frammentazione e dalla perdita di habitat, dall'introduzione di gamberi esotici e dai cambiamenti climatici in atto (Aquiloni *et al.*, 2010b).

Uno degli obiettivi della genetica applicata alla conservazione è quello di individuare le popolazioni più adatte ad essere utilizzate come *source* per il prelievo di riproduttori da impiegare in interventi di ripopolamento e di reintroduzione.

Lo studio della tassonomia, della distribuzione geografica delle sottospecie e l'analisi della variabilità genetica delle popolazioni sono essenziali per poter pianificare correttamente progetti di gestione e conservazione della biodiversità (Brito, 2004).

4.5.1 Inquadramento tassonomico

Lo stato tassonomico di molti taxa è ancora sconosciuto o incerto, in particolare nel caso degli invertebrati d'acqua dolce è stato rilevato un elevato livello di diversità criptica (Dawkins *et al.*, 2010). In programmi di conservazione, una errata o carente conoscenza tassonomica può portare a decisioni errate e dannose per la specie target e per la biodiversità in generale (Cook *et al.*, 2008).

L'inquadramento tassonomico di un taxon deve essere pertanto verificato accuratamente per poter definire le unità di gestione all'interno di una specie. Le analisi genetiche, nella maggior parte dei casi, permettono di risolvere le incertezze tassonomiche in specie per le quali la distinzione fra sottospecie non è possibile a livello morfologico (Allendorf e Luikart, 2007).

Il gambero di fiume è presente in Italia con cinque taxa (*A. pallipes*, *A. italicus italicus*, *A. i. carinthiacus*, *A. i. carsicus* e *A. i. meridionalis*) che non sono distinguibili dai dati morfometrici. Pertanto, un programma di conservazione non può prescindere dalla caratterizzazione genetica delle popolazioni su cui si vuole intervenire e di quelle da cui verranno prelevati gli individui da utilizzare come riproduttori per traslocazioni e reintroduzioni. Un'errata classificazione tassonomica delle popolazioni oggetto di intervento gestionale può provocare diversi effetti come ibridazione fra sottospecie diverse, introduzione di uno o più taxa in una zona in cui è presente un taxon differente, realizzazione di programmi di conservazione su taxa non minacciati e, viceversa, inadeguata protezione a popolazioni in pericolo di estinzione (Frankham *et al.*, 2004).

La scelta delle popolazioni *source* da cui prelevare gli individui per programmi di reintroduzioni deve essere effettuata a seguito della caratterizzazione genetica delle popolazioni *sink*: questo permette di identificare il taxon e gli aplotipi presenti e di eliminare i rischi di ibridazione con taxa differenti.

4.5.2 Variabilità genetica delle popolazioni

Le popolazioni piccole e/o in declino mostrano spesso una variabilità genetica limitata a causa del ridotto numero di individui e dell'assenza di scambio genetico con altre popolazioni (Hedrick, 2001). Una bassa variabilità genetica può portare a fenomeni di *inbreeding depression*, con una conseguente diminuzione della capacità di adattamento al cambiamento delle pressioni ambientali e della fitness degli individui. Al contrario, quando la riproduzione avviene tra individui molto diversi geneticamente si possono verificare fenomeni di *outbreeding depression*. L'*outbreeding depression* può portare alla nascita di ibridi con fitness limitata e basse capacità di adattamento, per esempio a causa della perdita di complessi genici evolutisi in particolari condizioni microambientali locali (Allendorf e Luikart, 2007).

Nelle popolazioni in declino la variabilità genetica è generalmente ridotta ed è quindi auspicabile cercare di riportarla a livelli ottimali per la sopravvivenza della popolazione (Frankham *et al.*, 2004): questo è possibile solo attraverso interventi di ripopolamento effettuati *ad hoc*. Determinare la diversità genetica delle singole popolazioni in declino e di quelle utilizzate come *source* è quindi fondamentale per conoscere lo stato delle popolazioni coinvolte in programmi di conservazione e meglio finalizzare sforzi e risorse.

4.5.3 Metodiche utilizzate

La genetica applicata alla conservazione può avvalersi di molteplici tecniche e marcatori molecolari disponibili, sia nucleari sia mitocondriali. A seconda delle informazioni che si vogliono ottenere è possibile scegliere ed analizzare i marcatori più adatti. I marcatori mitocondriali possono essere utilizzati per indagare la

filogenesi, la filogeografia, la variabilità e la distanza genetica delle popolazioni (Wilson *et al.*, 1985). I tassi di mutazione molto elevati fanno invece dei marcatori nucleari detti “microsatelliti” degli eccellenti candidati per lo studio della struttura, dello status e della variabilità delle popolazioni (Goldstein e Schlotterer, 1999). I numerosi e sofisticati software di analisi dei dati permettono di ricavare alberi filogenetici, analizzare flussi genici tra popolazioni e calcolare indici di variabilità dei markers utilizzati.

Diversi studi genetici sul gambero di fiume hanno utilizzato come marcatori molecolari i geni mitocondriali co-dificanti per il 16S rRNA (*16S ribosomal RNA*) e per il COI (*Cytochrome c Oxidase subunit I*). L'elevata variabilità della sequenza di COI permette di utilizzare questo marcatore sia per identificare il taxon di appartenenza di un individuo sia di calcolare la variabilità all'interno e tra le popolazioni analizzate.

La raccolta in campo dei campioni di tessuto avviene asportando un segmento di pereopode e ponendolo in etanolo al 95% per impedire la degradazione enzimatica del materiale genetico. Campioni provenienti da individui differenti sono conservati in provette differenti e i campioni etichettati sono stoccati a -20 °C. Il DNA totale viene estratto utilizzando dei kit a membrane silicee e conservato a -20 °C. Per l'amplificazione vengono utilizzati dei *primers* appositamente disegnati (FC_COI5' F TTTGGACTTGAGCTGGGATAG e FC_COI5'R AAATTATCCCTAATGTACCAAAAGC, FC_COI3' F GCATCTGGATAATCAGAATACC e FC_COI3' R GCATTTGGCATGGTATCACA). Il prodotto di PCR viene poi controllato e quantificato su gel di agarosio e purificato con enzimi di restrizione per il sequenziamento.

Le sequenze risultanti vengono controllate singolarmente e poi analizzate utilizzando diversi software disponibili gratuitamente in rete (ad esempio DNASp, Rozas 2009; Arlequin, Excoffier *et al.* 2005; Network 4.6 Fluxus Technology Ltd) che permettono di determinare l'aplogruppo e l'aplotipo di appartenenza di ciascun campione, di calcolare differenti indici di variabilità genetica, di ricostruire i rapporti di parentela tra differenti popolazioni e sottospecie e di comparare le sequenze ottenute con altre disponibili in banche dati genetiche.

5. VALUTAZIONE DELLO STATUS DELL'HABITAT

5.1 Valutazione ambientale

La scelta di un determinato protocollo di valutazione ambientale dipende dallo scopo finale dello studio. Nel caso del gambero autoctono il protocollo deve comprendere non solo i parametri descrittivi della qualità chimico-fisica delle acque, ma anche informazioni sulle caratteristiche fisiche del corso d'acqua nonché del territorio circostante.

Tutti i parametri valutati devono essere importanti per tutta la fauna acquatica, oltre che per la vita del gambero, e rappresentare potenziali limiti per la vita acquatica. Infatti la presenza di alterazioni ambientali è considerata uno dei maggiori fattori di stress dell'ambiente acquatico (Karr *et al.*, 1986). Svariati sono i protocolli nati per valutare l'insieme di queste caratteristiche, dai *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadable Rivers* (approvati da U.S. Environmental Protection Agency) fino all'Indice di Funzionalità Fluviale (IFF) appositamente realizzato per le acque continentali italiane.

Nel progetto CRAINat, si è optato per utilizzare un protocollo di rilevamento ambientale speditivo e di relativamente facile utilizzo, che prevede la valutazione sullo stesso tratto di 100 m di corso d'acqua, dove è stato realizzato il campionamento/monitoraggio astacicolo. Per questo motivo sono state impiegate le apposite schede di rilevamento ambientale del protocollo di *Habitat Assessment* (Barbour *et al.*, 1999). Il protocollo prevede la valutazione del tratto di corso da parte di almeno due operatori esperti, per ridurre la soggettività insita in una valutazione visiva. Un periodo di intercalibrazione tra gli operatori è comunque raccomandato.

Nello specifico, il protocollo prevede la compilazione di due schede. Nella prima, di carattere descrittivo, vengono riportate alcune peculiarità generali del tratto esaminato, quali la vegetazione dominante, le percentuali di composizione del substrato, ecc. Per stilare la seconda scheda, bisogna stabilire visivamente se si tratta di un corso d'acqua ad "elevata pendenza", quindi con una buona frequenza di raschi e correntini, oppure di corsi d'acqua a "bassa pendenza", con una maggior percentuale di pozze.

In entrambe le schede per tipologia fluviale sono presenti 10 domande, alle cui risposte viene assegnato un punteggio di riferimento. Le domande riguardano il micro e macrohabitat dell'alveo, la morfologia del corso e l'habitat ripariale e prendono in considerazione numerosi parametri: livello di naturalità del corpo idrico, presenza e frequenza di ambienti tipici come pozze, raschi, correntini; velocità di corrente, deposizione di sedimento, presenza d'interventi in alveo, sinuosità del percorso fluviale, stabilità delle rive e ampiezza della vegetazione riparia. La scheda per ambienti ad elevata pendenza differisce da quella per ambienti a bassa pendenza nella descrizione del sedimento, che nel primo caso deve essere valutato smuovendo i ciottoli dei raschi, mentre nel secondo caso esaminando il substrato delle pozze. Altre differenze riguardano la valutazione del rapporto tra velocità di corrente e profondità per i corsi ad alta pendenza e la valutazione della variabilità e della frequenza delle pozze per quelli a bassa pendenza.

Infine, si richiede di quantificare la frequenza dei raschi per corpi idrici a carattere torrentizio e la sinuosità dell'alveo per quelli di pianura.

Il punteggio accresce all'aumentare della qualità dell'habitat. Il risultato finale è la somma dei punteggi parziali e viene espresso in percentuale rispetto al punteggio massimo in condizioni teoriche ottimali (Tab. 6). Se il punteggio ricade tra gli intervalli di riferimento considerati, per assegnare la classe devono essere valutati il punteggio ottenuto e i dati chimico-fisici. L'indice individua una classe di qualità e fornisce un'utile indicazione dello stato d'idoneità del tratto di corso d'acqua indagato ad ospitare biocenosi acquatiche.

TABELLA 6. CLASSI DI VALUTAZIONE DELL'INDICE HABITAT ASSESSMENT (USEPA)

QUALITÀ	% RISPETTO AL RIFERIMENTO	VALUTAZIONE
Ottima	> 90	Situazione simile a quella di riferimento, integrità dell'habitat ottimale
Buona	75 – 88	Presenza di moderati impatti, integrità dell'habitat accettabile
Discreta	60 – 73	Presenza di impatti, integrità dell'habitat compromessa
Scarsa	< 58	Elevata presenza di impatti, integrità dell'habitat gravemente compromessa

Questa metodologia permette così di individuare i corsi d'acqua dove effettuare le reintroduzioni sia con novellame sia con la traslocazione di riproduttori. Inoltre fornisce utili indicazioni per l'individuazione dei tratti dove è necessario intervenire con azioni di riqualificazione ambientale in grado di migliorare lo stato qualitativo dell'habitat e quindi di mitigare l'isolamento delle popolazioni.

5.2 Caratterizzazione chimico-fisica delle acque

In particolare, il protocollo di *Habitat Assessment* prevede le misurazioni di temperatura (°C), conducibilità ($\mu\text{S}/\text{cm}$), pH e ossigeno disciolto (O_2 ppm, O_2 %). È importante inoltre determinare la durezza totale (CaCO_3 ppm). Queste misurazioni vengono effettuate in modo speditivo con apposite sonde, ad eccezione della durezza per la quale è necessario effettuare una titolazione, comunque fattibile agevolmente anche sul campo. Tali parametri rappresentano dei macro-descrittori delle condizioni idro-qualitative del corso d'acqua, oggetto di studio.

Temperatura. La temperatura dell'acqua è un fattore chiave dello stato idrico delle acque superficiali. Si tratta di uno dei principali regolatori dei processi vitali che si svolgono nelle acque. La temperatura dell'acqua influenza tutti i processi del metabolismo, la durata, l'andamento e la velocità della crescita come pure la composizione delle biocenosi. In particolare, a temperature eccessivamente elevate ($>22^\circ\text{C}$) interverrebbero disturbi fisiologici e valori prossimi a 25°C sarebbero tollerati da *A. pallipes* solo per brevi periodi (Mancini, 1986; Arrignon, 1996). Dettagliate informazioni su questo parametro si possono ottenere con l'utilizzo di appositi registratori di temperatura (datalogger) posizionati nei corsi d'acqua (es. rilevamento ogni 2 ore).

Ossigeno disciolto. Tutte le acque superficiali contengono una certa quantità di ossigeno disciolto. La solubilità dell'ossigeno in acqua dipende dalla temperatura, dalla concentrazione salina dell'acqua e dalla pressione atmosferica. È importante anche la portata idraulica, la velocità della corrente e la presenza di sostanze inquinanti come tensioattivi, oli e solidi sospesi che riducono gli scambi con l'atmosfera. La quantità di ossigeno disciolto nelle acque superficiali è inoltre legata alla qualità e alla concentrazione delle sostanze organiche presenti, all'attività batterica e fotosintetica. Quando un corpo idrico riceve scarichi di natura organica di origine civile, zootecnica o industriale, l'ossigeno viene utilizzato nei processi di ossidazione biologica delle sostanze organiche inquinanti, fino a scomparire. In condizioni anossiche si hanno fenomeni fermentativi ad opera di batteri anaerobi, con produzione di ammoniacale ed acido solfidrico. Quindi la misurazione dell'ossigeno fornisce una indicazione sulla presenza di inquinanti soprattutto di origine organica che ad elevate concentrazioni possono risultare letali per *A. pallipes*. Va detto, inoltre, che la specie non è in grado di sopportare basse concentrazioni di ossigeno (inferiori al 60%), soprattutto nelle fasi di sviluppo embrionale.

pH. Il pH, pari all'inverso del logaritmo della concentrazione di ioni idrogeno, è una misura dell'acidità dell'acqua: l'acqua pura (priva di ioni) ha pH pari a 7, l'acqua potabile ha generalmente valori di pH compresi tra 6,5 e 8,5. Il pH delle acque naturali è un elemento di giudizio molto importante, valori molto più bassi o più alti dell'intervallo consentito indicano un inquinamento rispettivamente da acidi o da basi forti. Per la specie in questione l'intervallo ottimale è compreso tra 6,5 e 8,5 con valori estremi di tolleranza non inferiori a 6 e non superiori a 9 (Mancini, 1986; Arrignon, 1996).

Conducibilità elettrica specifica. Il dato di conducibilità indica con immediatezza il grado di mineralizzazione delle acque. Essa si esprime in microsiemens per cm ($1\ \mu\text{S}/\text{cm} = 10^{-6}\ \text{Ohm}^{-1} \times \text{cm}^{-1}$) e fisicamente corrisponde al reciproco della resistenza offerta dall'acqua. Questo parametro dipende dalle componenti ioniche dell'acqua, dalla temperatura (si esprime a temperature definite: 20 oppure 25°C) e costituisce, quindi, una misura indiretta del suo contenuto salino. La maggior parte delle acque ha una conducibilità compresa tra 100 e 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Non è un parametro che da solo fornisce direttamente indicazioni di criticità ambientale per il gambero, ma deve essere sempre valutato in relazione alla durezza totale dell'acqua ($K_{25} \times 0,64 = \text{CaCO}_3$ circa). Elevati valori di conducibilità in acque con scarse concentrazioni di carbonato di calcio possono indicare presenza di sali supplementari, ad esempio provenienti da scarichi industriali o zootecnici.

Durezza totale. La durezza totale dell'acqua dipende principalmente dalla somma delle concentrazioni di ioni calcio e magnesio (espressa in mg/l di CaCO_3). Quest'ultimo è normalmente presente in concentrazione minore rispetto al calcio. In natura il calcio e il magnesio sono presenti in molte rocce sedimentarie, le più comuni delle quali hanno composizione calcarea. Questo parametro è estremamente importante per il gambero autoctono in quanto, maggiore è il contenuto di ioni calcio nell'acqua, più veloce è l'indurimento dell'esoscheletro e quindi minore il tempo di esposizione dell'animale alla predazione.

5.3 Valutazione del Deflusso Minimo Idoneo per la specie

a cura di Paolo Vezza (DIATI - Dipartimento di Ingegneria dell'Ambiente, del Territorio e delle Infrastrutture, Politecnico di Torino)

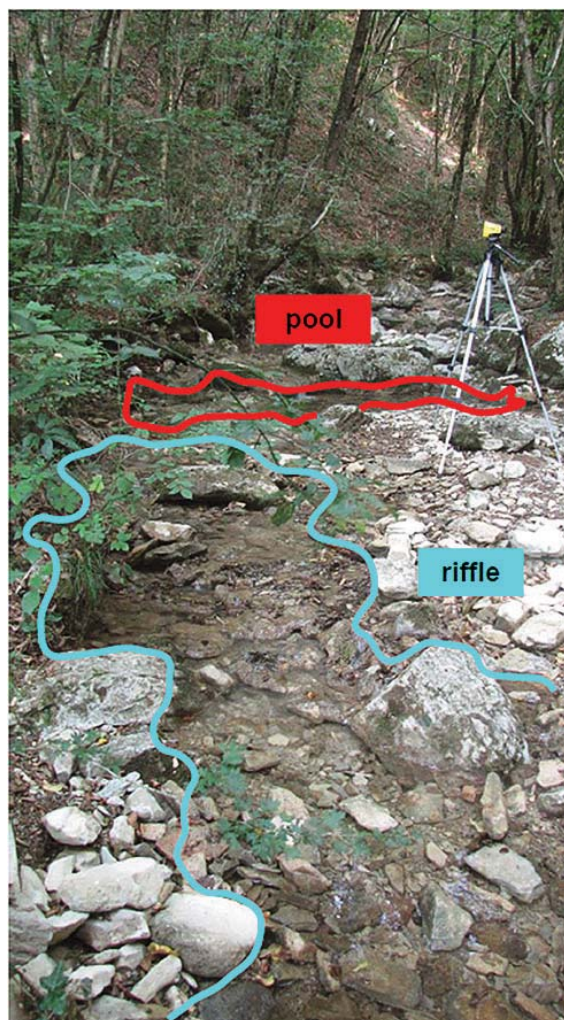


FIGURA 11a

Generalmente la valutazione dello stato di conservazione dell'habitat per una data specie viene definito mettendo in relazione lo stato delle popolazioni e le caratteristiche dell'ambiente in cui vivono. Per quanto riguarda le specie acquatiche, la legislazione si attiene al deflusso minimo vitale (DMV), definito come "il deflusso che, in un corso d'acqua, deve essere presente a valle delle captazioni idriche al fine di mantenere vitali le condizioni di funzionalità e di qualità degli ecosistemi interessati". Il concetto di DMV deve essere considerato quindi come portata costante residua che viene rilasciata nel corso d'acqua a seguito di un utilizzo umano della risorsa. Teoricamente per come è definito, il DMV dovrebbe permettere, a breve e a lungo termine, la salvaguardia della struttura naturale dell'alveo e della sua biocenosi. Tuttavia, come ampiamente riportato nella letteratura internazionale, un rilascio costante di una portata residua si discosta decisamente dalla naturale variazione del regime di deflusso tra periodi di magra, morbida ed eventi di piena. Numerosi sono i metodi sviluppati per il calcolo del DMV e delle cosiddette *environmental flows* (e-flows), da quelli su base prettamente idrologica fino a quelli su base biologica, ma ognuno presenta degli svantaggi. Inoltre la difficile applicazione di tali metodologie ai rii e ai piccoli torrenti, dove è ancora presente il gambero autoctono, porta a una difficile valutazione del deflusso minimo idoneo alla vita di *A. pallipes*. Recentemente per i torrenti alpini è stata applicata e validata la modellazione a meso-scala (*MesoHABSIM* - *Mesohabitat Simulation Model*; Parasiewicz, 2007; Vezza et al., 2014) che offre numerosi vantaggi rispetto ai metodi tradizionali. Tale metodo permette infatti di simulare la variazione dell'habitat disponibile per l'ecosistema acquatico in funzione della portata defluente anche in casi di morfologie complesse e pendenze elevate; inoltre, consente l'utilizzo di una vasta gamma di variabili ambientali per la descrizione

dell'habitat fluviale, permettendo dal punto di vista biologico un'esauriente analisi sia a livello di specie sia di comunità acquatica. Questo approccio permette così di analizzare la presenza e la densità di una specie a livello di mesohabitat, le cui caratteristiche variano al variare del deflusso di un corso d'acqua.

La tecnica consiste nel riconoscimento di unità idro-morfologiche (*Hydro-Morphological Units HMUs*; per le categorie cfr. Parasiewicz, 2007; Vezza et al., 2011), ossia aree caratterizzate da particolari condizioni idrodinamiche e di alveo, che, unitamente ad altri fattori (quali possono essere la presenza di rifugi o il tipo di substrato presente) possono determinare e permettere, o meno, la presenza e lo sviluppo della specie oggetto di studio (Fig. 11a-b).

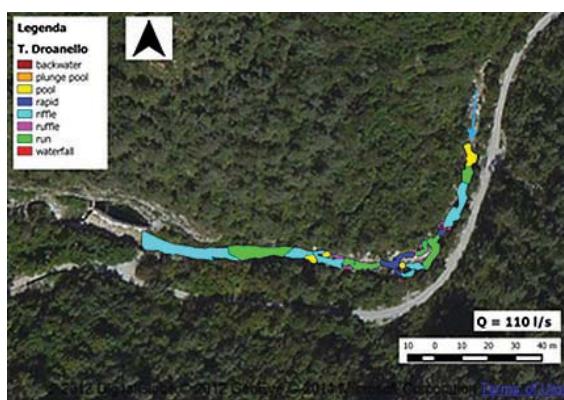


FIGURA 11b

Poiché l'habitat fluviale cambia regolarmente con la portata, da tre a cinque rilievi del tratto considerato in differenti condizioni di deflusso vengono considerati il minimo indispensabile al fine di descrivere la variazione spazio-temporale delle caratteristiche idro-morfologiche e del mosaico di mesohabitat al variare della portata in alveo (Vezza et al., 2011). Durante i rilievi sul campo, ogni HMU identificata può essere agevolmente mappata e georeferenziata tramite l'utilizzo di un telemetro laser collegato ad un dispositivo palmare con applicazione GIS. Successivamente ogni HMU viene descritta in funzione delle caratteristiche biotiche ed abiotiche dell'ecosistema che influenzano la distribuzione della specie, ad es. potenziali rifugi come presenza di massi, rive in-

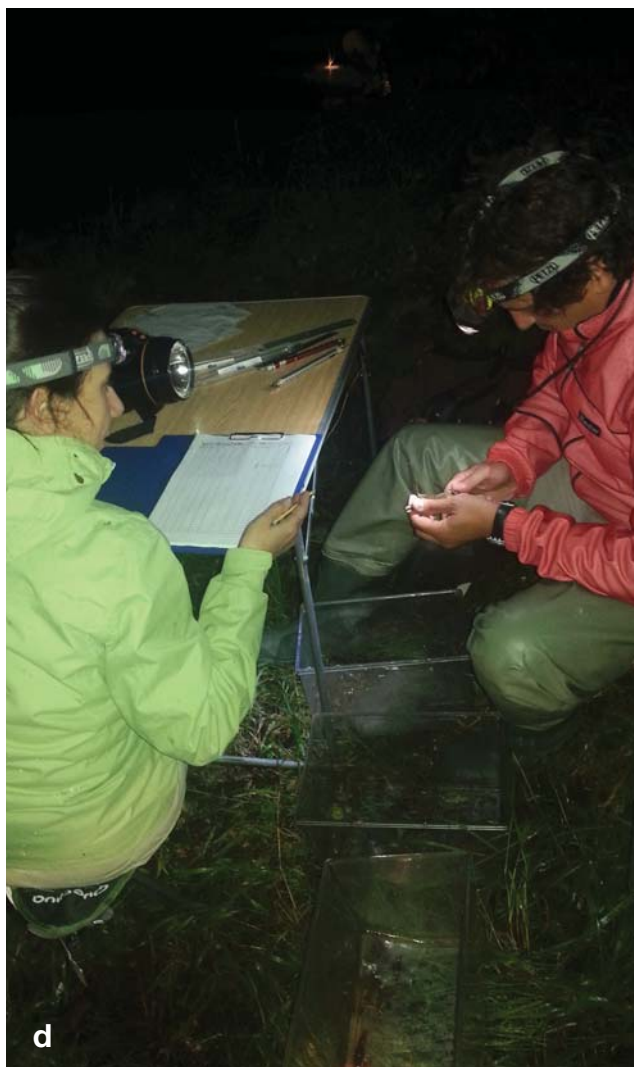
cavate, vegetazione sommersa, detriti e lettiera, unitamente alla descrizione della distribuzione di profondità, velocità di corrente e substrato presente.

Il campionamento quantitativo della popolazione nel tratto interessato viene in seguito eseguito al fine di descrivere la relazione che lega l'habitat fluviale e la distribuzione della specie studiata. Nel caso del gambero autoctono, è preferibile un campionamento notturno in condizioni di magra, nel periodo di massima attività (luglio-agosto). Il campionamento viene condotto a scala di mesohabitat, ossia in ogni HMU identificata vengono catturati tutti i gamberi presenti (Fig. 11c). Si rilevano sesso, eventuale presenza di mutilazioni, le misure morfometriche principali (lunghezza totale, lunghezza cefalotoracica) e il peso (Fig. 11d).

Alla fine del campionamento, i gamberi vengono poi rilasciati nel medesimo mesohabitat in cui sono stati catturati. Attraverso tecniche statistiche ad apprendimento automatico vengono quindi definiti modelli di idoneità d'habitat che stabiliscono la soglia di probabilità oltre la quale la specie può essere presente o abbondante in funzione delle condizioni ambientali del corso d'acqua (cfr. § 5.4).

Per la definizione dei rilasci ambientali da opere di presa che possano mantenere le comunità acquatiche presenti, è necessario descrivere il regime di deflusso naturale del corso d'acqua. Nel caso in cui non si dispongano dati idrometrici (come nella maggior parte dei casi per corsi d'acqua collinari-montani di piccole dimensioni) risulta necessario installare dispositivi di misurazione in continuo della portata defluente. Tale misura avviene attraverso un misuratore di livello che determina l'altezza del tirante idrico e la taratura di una scala di deflusso che trasforma il livello registrato in portata defluente del tratto. Queste misure idrometriche, registrate per un periodo di almeno un anno unite allo studio dell'idoneità di habitat del corso d'acqua permettono di identificare e quantificare appropriati rilasci che evitino l'aumento in termini di frequenza di accadimento e durata di condizioni di stress per *A. pallipes*. Il deflusso minimo vitale per popolazioni di *A. pallipes* viene quindi definito sulla base del valore di portata che naturalmente ha garantito le condizioni ideali al mantenimento della popolazione locale di gambero autoctono in un determinato torrente.

FIGURA 11c e 11d. Campionamento notturno in un torrente nel Parco Alto Garda Bresciano per l'applicazione del metodo MesoHABSIM.



BOX 3. LA MODELLAZIONE A MESO-SCALA PER LA CONSERVAZIONE DI *A. PALLIPES* NEL PROGETTO CRAINat

a cura di Paolo Vezza

(DIATI - Dipartimento di Ingegneria dell'Ambiente, del Territorio e delle Infrastrutture, Politecnico di Torino)

Nel Progetto CRAINat è stata possibile la sperimentazione del deflusso minimo idoneo in alcune popolazioni di *A. pallipes*. Si riporta l'esempio di determinazione del DMV per le popolazioni di gambero di fiume (Petitguyot *et al.*, 2015) in cui i rilasci da una possibile opera di presa sono stati definiti sulla base del naturale regime di deflusso del corso d'acqua, al fine di escludere l'aumento in termini di durata e frequenza di condizioni di stress per *A. pallipes* (Fig. 12).

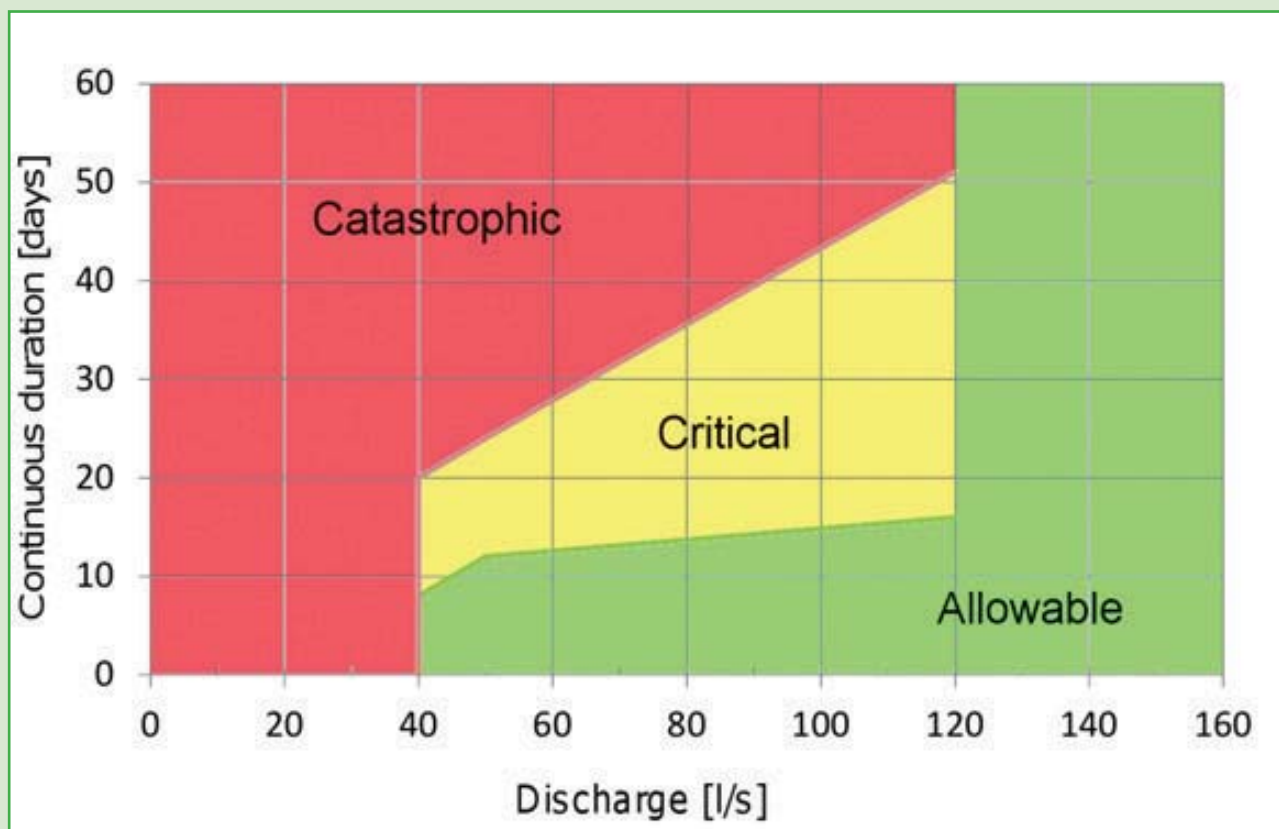


FIGURA 12. Definizione di possibili scenari di rilascio del DMV modulato per il torrente Droanello (BS).

Per il corso d'acqua in questione una possibile opzione potrebbe essere quella di consentire la generazione di energia idroelettrica con un rilascio di 50 l/s con interruzioni di almeno due giorni ogni tre settimane, al fine di escludere durate eccessive di rilasci costanti che porterebbero il corso d'acqua in condizioni di stress catastrofiche per la fauna locale (zona rossa nel grafico di Fig. 12). Se la portata in arrivo all'opera di presa decresce al di sotto della soglia di 50 l/s, il prelievo deve essere sospeso fino a che non vi sia un aumento della portata fino a 120 l/s per almeno due giorni consecutivi. Questo scenario gestionale risulta conservativo per la popolazione locale di *A. pallipes*, ed è mirato ad evitare rilasci di portate minime costanti nel tempo che si discostano dalla naturale variazione del regime di deflusso del corso d'acqua (Petitguyot *et al.*, 2015).

5.4 Metodologie per la realizzazione di un modello di idoneità ambientale per la specie

Svariati sono gli strumenti statistici elaborati per la costruzione di modelli di idoneità ambientale, sia in rapporto alla scala sia in base al tipo di dati raccolti. A titolo esemplificativo si riportano due differenti modelli. I dati di presenza di una specie possono essere utilizzati per l'elaborazione di modelli di idoneità ambientale, basati sulla massima entropia mediante il software MaxEnt (Phillips e Dudík, 2008; Elith *et al.*, 2011). Le variabili ambientali maggiormente utilizzate nell'analisi sono quelle bioclimatiche (disponibili dal database WorldClim - www.worldclim.org), oltre a pendenza, esposizione, altitudine, uso del suolo, disturbo antropico, e distanza dal sistema idrico, come variabile di controllo, che prende in considerazione i piccoli torrenti solitamente non digitalizzati nelle mappe (Ghia *et al.*, 2013a). Utile per una interpretazione più immediata è la rappresentazione grafica del modello, che indica la distribuzione spaziale dell'idoneità del territorio oggetto di studio per la presenza della specie (Fig. 13).

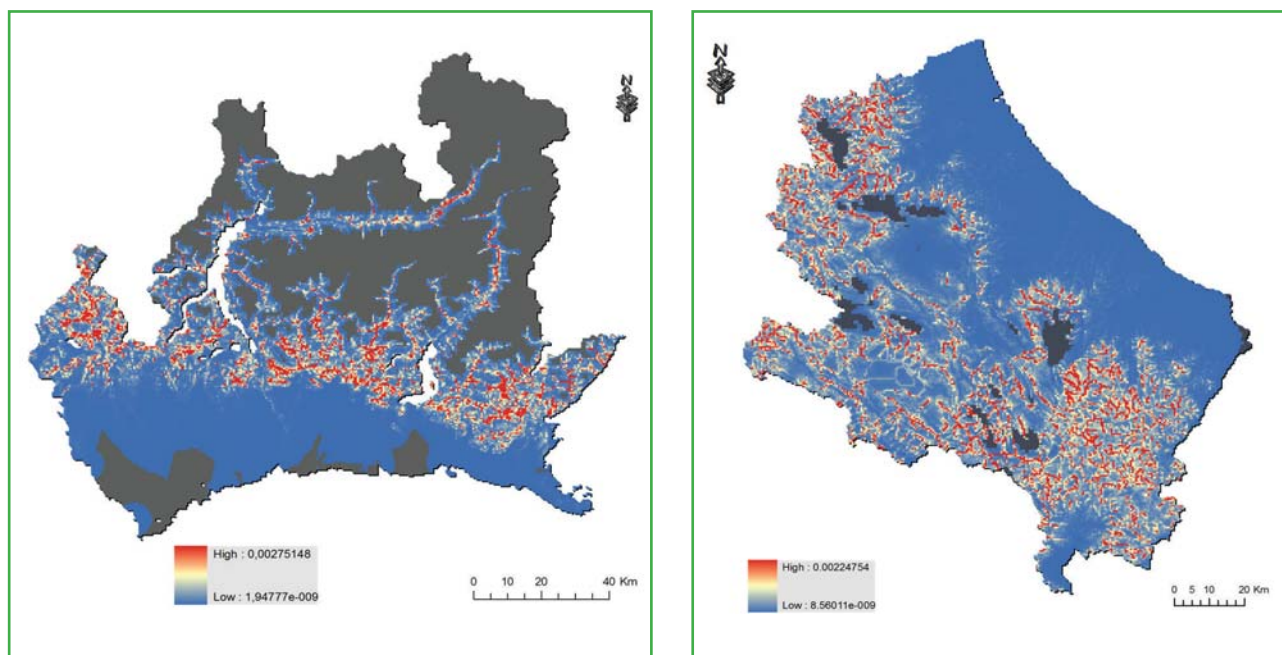


FIGURA 13. Le due mappe mostrano la nicchia ambientale per *A. pallipes* in Lombardia (a sinistra) e nell'Italia centrale (a destra). I colori più caldi indicano le aree maggiormente idonee ad ospitare la specie, mentre le aree grigie sono quelle rimosse dal modello (cfr. Ghia *et al.*, 2013a).

Finora la modellazione a meso-scala (cfr. § 5.3) ha consentito di definire le esigenze di habitat e di regime di deflusso per diverse specie in differenti contesti fluviali: trota marmorata, trota fario, scazzone, vairone, barbo, cavedano (Veza *et al.*, 2011; Veza *et al.*, 2014) e gambero di fiume (Ghia *et al.*, 2013b).

Le informazioni relative all'idro-morfologia locale e la distribuzione della specie studiata (cfr. § 5.3) vengono analizzati attraverso tecniche statistiche ad apprendimento automatico, in particolare con il metodo Random Forests (Cutler *et al.*, 2012), e vengono così definiti modelli di idoneità d'habitat che stabiliscono la soglia di probabilità oltre la quale la specie può essere presente o abbondante in funzione delle condizioni ambientali del corso d'acqua. Il modello ben si adatta a descrivere l'utilizzo di habitat da parte dei gamberi nei piccoli torrenti collinari-montani nelle Prealpi e negli Appennini.

I modelli a scala di mesohabitat possono essere impiegati a sostegno di azioni per la realizzazione di *e-flows* e per la riqualificazione ambientale, che si rendono necessari per (i) proteggere le popolazioni locali di *A. pallipes*, (ii) per implementare le recenti direttive europee sulla gestione idrica, (iii) per far fronte all'attuale mancanza di strumenti idonei.

6. STRATEGIE DI CONSERVAZIONE

Nel corso degli ultimi decenni, la conservazione della biodiversità è divenuto il tema prioritario delle azioni di programmazione internazionale e comunitaria. Si sono, infatti, promosse politiche ambientali mirate alla valorizzazione e tutela delle risorse naturali (Convenzione di Rio sulla Biodiversità, 1992; Piano d'Azione dell'IUCN di Caracas sui parchi e le aree protette, 1992; Strategia Pan Europea per la diversità biologica e paesistica, 1996; Strategia Nazionale per la Biodiversità, 2010; ecc.).

Gli interventi gestionali a favore di popolazioni a rischio di estinzione o minacciate si suddividono in due tipologie, a seconda del luogo in cui si attua la gestione:

- **Strategie di protezione *in situ*.** Si attuano nell'ambiente naturale delle specie interessate e possono riguardare sia interventi diretti sulle popolazioni sia interventi sugli habitat.
- **Strategie di protezione *ex situ*.** La gestione è effettuata all'esterno dell'ambiente naturale della specie oggetto degli interventi. Le strutture all'interno delle quali si attuano gli interventi di conservazione sono zoo, giardini botanici, banche del germoplasma e centri di riproduzione specificatamente strutturati.

La conservazione della biodiversità, dunque, si attua attraverso un campo d'azione complesso ed articolato. Per il recupero delle specie localmente estinte va data priorità agli interventi di conservazione *in situ* delle popolazioni residuali. Rispetto agli interventi *ex situ*, infatti, quelli, *in situ* hanno in genere maggiori probabilità di successo. Ad esempio Fischer e Lindenmayer (2000) riferiscono come sulla base di un'analisi di 116 reintroduzioni di specie animali, solo il 26% abbia avuto successo (27% fallito, 47% esito incerto). Tuttavia, gli interventi di conservazione *ex situ* diventano necessari quando la conservazione *in situ* risulta insufficiente a causa dell'elevata compromissione e/o alla precipitosa tendenza al declino della specie target.

Nella gestione delle popolazioni spesso si fa ricorso ad interventi di "semina" (Tab. 7), ovvero di immissione di fauna in un determinato territorio, a partire da materiale sia presente in natura (cfr. par. 6.1.1.1) sia prodotto in allevamento (cfr. § 6.2.1). In ogni caso devono essere eseguiti previo accurato studio di fattibilità ecologica volto a valutare: 1) presenza attuale/storica della specie nell'area di rilascio; 2) minacce che hanno portato alla scomparsa/riduzione della popolazione; 3) stato della popolazione eventualmente presente; 4) capacità portante dell'ambiente. Lo studio preliminare, oltre all'opportunità e alla fattibilità ecologica dell'intervento, analizzi lo status genetico e, con un approccio olistico ed in modo approfondito, tutti i fattori di rischio connessi e gli aspetti finanziari e socio-economici.

TABELLA 7. VARIE TIPOLOGIE DI SEMINA.

Tipologia di "semina"	Specie immesse	Luogo di immissione	Ecologicamente corretta?
INTRODUZIONE Semina di una specie in un'area posta al di fuori del suo areale di documentata presenza naturale in tempi storici.	alloctone	Al di fuori dell'areale di documentata presenza storica naturale	NO
REINTRODUZIONE Semina finalizzata a ristabilire una popolazione di una certa specie in una parte del suo areale, dove la presenza naturale della stessa era documentata in tempi storici prima che si fosse localmente estinta.	autoctone	All'interno dell'areale di documentata presenza storica naturale	Sì
RESTOCKING/RINFORZO Spostamento di individui appartenenti ad una specie autoctona ancora presente nell'area di rilascio, al fine di incrementarne numericamente la popolazione che non è in grado di provvedere autonomamente al mantenimento di densità adeguate alla capacità portante dell'ambiente.	autoctone	All'interno dell'areale di presenza	Sì

Per una corretta progettazione ed esecuzione di interventi di immissione/reintroduzione, si rimanda alle indicazioni contenute nelle Linee Guida redatte dall'Unione Internazionale di Conservazione della Natura (IUCN/SSC, 2013) e a quelle redatte dal Ministero dell'Ambiente (AA.VV., 2007).

6.1 Conservazione *in situ*

Interventi di gestione di questo tipo possono realizzarsi a diverse scale geografiche e a diversi livelli. Possiamo suddividerli in:

- interventi diretti sulle popolazioni;
- istituzione di aree protette (parchi nazionali o regionali, riserve regionali, siti di interesse comunitario ecc.) a salvaguardia della specie, degli habitat in cui essa vive e della comunità a cui appartiene;
- ripristino della funzionalità degli habitat (restauro ecologico) in cui la popolazione vive: interventi mirati alla ricostituzione della funzionalità ecologica degli ecosistemi;
- realizzazione di reti ecologiche specie-specifiche: sistemi di pianificazione ambientale del territorio, attuati con criteri ecologici e di conservazione, al fine di ridurre la frammentazione territoriale e facilitare la dispersione delle popolazioni.

6.1.1 Gestione diretta delle popolazioni

La gestione diretta di una popolazione naturale a rischio può essere effettuata attraverso:

- un rifornimento di risorse (rifugi, aree per la riproduzione, *ark site*, cfr. § 6.1.2);
- un controllo diretto su specie che interagiscono negativamente con la popolazione e possono minacciare la sua sopravvivenza (eventuali predatori, competitori e parassiti);
- una limitazione del prelievo di individui (in caso di prelievo finalizzato ad es. al rinforzo);
- rinforzi e/o reintroduzioni.

Nel caso specifico del gambero di fiume, questi interventi si traducono secondo quanto riportato nella Tabella 8.

TABELLA 8. STRATEGIE DI GESTIONE DIRETTA SPECIFICHE PER *A. PALLIPES*.

Strategie di gestione diretta delle popolazioni naturali	Strategie specifiche per <i>A. pallipes</i>
Rifornimento di risorse	• Realizzazione di siti rifugio: source area • Realizzazione di siti rifugio: stagni multifunzionali
Controllo su specie che interagiscono negativamente	• Controllo e/o eradicazione di specie esotiche di gambero
Limitazione del prelievo	• Educazione ambientale • Attività di sorveglianza/antibracconaggio
Rinforzi e reintroduzioni	• Traslocazione di individui in situazioni di emergenza • Interventi di reintroduzione e rinforzo con giovani individui • Traslocazione di adulti in età riproduttiva

6.1.1.1 Realizzazione di siti rifugio: il ruolo delle source area e degli stagni multifunzionali

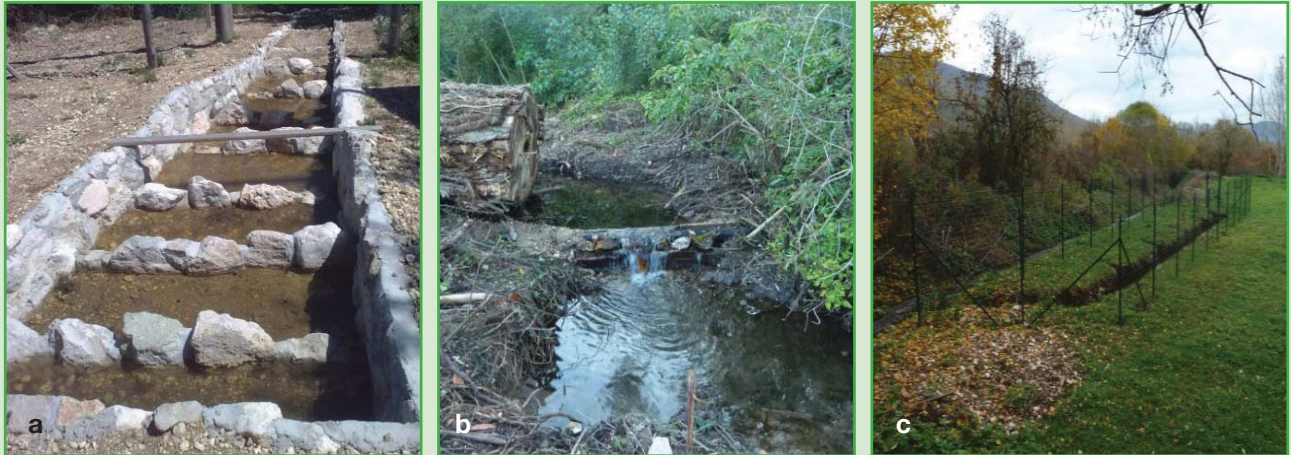
Tipologie di intervento del tutto innovative e sperimentali, questi siti hanno l'obiettivo di riprodurre, con tecniche di ingegneria naturalistica, quanto già presente in natura in alcuni contesti territoriali. Le **source area** si configurano come canalizzazioni sinuose parallele per un tratto ai corsi d'acqua naturali e in continuità con questi, realizzate in modo tale da rallentare il flusso d'acqua e consentire la formazione di ambienti ottimali per la riproduzione *in situ* dei gamberi. Tali aree richiamano gli ambienti naturali presenti in territorio appenninico e storicamente ricchi di gamberi (es. gli antichi canali di irrigazione) e rappresentano dei siti-rifugio con una minore pressione predatoria e con caratteristiche ambientali ottimali al gambero, soprattutto nei primi mesi di vita (lento deflusso delle acque, limitata presenza di predatori, abbondanza di rifugi, ecc). Infatti, dopo la schiusa delle uova, le *source areas* rappresentano "*nursery*" per il novellame, permettendone successivamente l'immissione, naturale ed autonoma, perché in continuità ambientale, nei corsi idrici principali.

BOX 4. LE SOURCE AREAS E GLI STAGNI MULTIFUNZIONALI DEL PROGETTO CRAINat

Per la prima volta le **source areas** sono state realizzate in veste sperimentale, grazie al Progetto CRAINat. Si configurano come interventi di conservazione *in situ* che riproducono canalizzazioni sinuose adiacenti ai corsi idrici naturali, e consentono la formazione di ambienti ottimali per la riproduzione dei gamberi (lento deflusso delle acque, siti di rifugio, ecc.).

Sono state ideate e costruite solamente nell'area di progetto delle regioni centrali, dove naturalmente già esistono alcuni ambienti di questo tipo. Complessivamente sono tre le *source areas* realizzate e si trovano a Rocca di Mezzo (AQ; Fig. 14a), a Capestrano (AQ; Fig. 14b) e a Sessano del Molise (IS; Fig. 14c).

FIGURA 14. Le tre *source areas* realizzate nel Progetto CRAINat nei comuni di Rocca di Mezzo (AQ; a), Capestrano (AQ; b) e Sessano del Molise (IS; c).



Anche la realizzazione degli “**stagni**” multifunzionali è stata attuata per la prima volta nell'ambito del Progetto CRAINat. Rappresentano una soluzione strategica di conservazione *in situ* nel territorio lombardo di progetto. Sono stati realizzati in zone strategiche nell'ambito dell'educazione ambientale, ed in prossimità di torrenti già abitati dai gamberi. I tre “stagni” multifunzionali si trovano presso la Riserva Naturale Valpredina - Oasi WWF (BG; Fig. 15a), presso il Parco Montevicchia e Valle del Curone (LC; Fig. 15b) e il Parco Campo dei Fiori (VA; Fig. 15c).



FIGURA 15. I tre stagni multifunzionali realizzati nel Progetto CRAINat presso la Riserva Naturale Valpredina - Oasi WWF (BG; a), presso il Parco Montevicchia e Valle del Curone (LC; b) e il Parco Campo dei Fiori (VA; c).



Gli “**stagni multifunzionali**” sono strutture naturaliformi che rispondono a più obiettivi particolari, volti tutti alla tutela e conservazione della specie, ed dove vengono ospitate in modo più o meno confinato piccole popolazioni di gambero. Le loro caratteristiche richiamano le pozze laterali a flusso lento che si trovano nei torrenti pedemontani, dove l’apporto di ossigeno ed il ricambio di acqua sono assicurati in modo continuo grazie alla vicinanza al flusso principale. Questi stagni vengono realizzati in contesti strategici, ed in prossimità di una fonte d’acqua che li possa alimentare durante tutto l’anno. Questi stagni si prestano a finalità di conservazione: vengono immessi gamberi in età riproduttiva ed il novellame qui nato può essere prelevato per piccoli interventi di semina. Se realizzati nelle vicinanze di strutture dedite all’educazione ambientale, hanno grande successo per lo svolgimento di attività di sensibilizzazione: posizionando rifugi artificiali, facilmente ispezionabili, consentono di osservare i gamberi nelle varie fasi del ciclo biologico con maggiore facilità rispetto ai torrenti. Infine, solo previa verifica di assenza di malattie, possono servire come strutture per la stabulazione temporanea dei gamberi traslocati dai torrenti in pericolo di asciutta (cfr. § 10.3.6).

6.1.1.2 Controllo e/o eradicazione di specie esotiche di gambero

La gestione delle specie alloctone richiede un’efficiente strategia per la messa a punto di piani affidabili. Le misure atte al controllo e all’eradicazione delle specie alloctone di gambero di fiume, in Italia, con particolare riferimento al gambero della Louisiana, *Procambarus clarkii*, sono:

- misure preventive atte a contrastare l’arrivo o la diffusione di gamberi invasivi nel territorio di pertinenza attraverso la promozione di attività di educazione e sensibilizzazione ambientale, oltre all’apertura di un interlocutorio tra le pubbliche amministrazioni e i soggetti responsabili di attività “sensibili” (come allevamenti di specie ittiche, laghetti di pesca sportiva, commercio di specie esotiche, parchi-zoo e giardini zoologici e vivaismo) anche con la promozione di attività di formazione professionale;
- implementazione legale ed amministrativa: introduzione di sanzioni e sorveglianza integrata;
- approfondimenti conoscitivi e implemento di strumenti specifici (software per la gestione dei dati e la loro rappresentazione geografica) a disposizione delle pubbliche amministrazioni;
- monitoraggio della presenza di gamberi alloctoni invasivi per controllarne la distribuzione e la dimensione di popolazioni; nei siti di nuova occupazione risulta infatti importante intervenire tempestivamente per catturare il maggior numero di individui possibile, nel tentativo di eradicare la popolazione prima che si adatti e inizi il processo di colonizzazione (Zanetti, 2013);
- controllo numerico delle popolazioni di gamberi alloctoni invasivi;
- eradicazione della popolazione, ovvero rimozione di tutti gli individui presenti, possibile nel caso in cui la specie sia presente in bassa densità e in contesti ambientali confinati.

Le tecniche attualmente disponibili (Inghilesi *et al.*, 2013; Bertucci *et al.*, 2013) per il controllo e/o l’eradicazione delle specie di gambero invasive sono riassunte in tabella 9.

TABELLA 9. TECNICHE DI CONTROLLO/ERADICAZIONE DELLE SPECIE DI GAMBERO INVASIVE.

Tipologia	Tecnica	Vantaggi	Svantaggi
Rimozione fisica	Completo prosciugamento per otto mesi di stagni artificiali con allestimento di barriere alte 50cm intorno agli stessi; pulizia del fondo e trattamento con calce e cloro; riempimento con cemento degli interstizi tra le rocce e le sponde (Girardet <i>et al.</i> , 2012)	Eradicazione completa della specie in aree limitati	Alto impatto ambientale: scomparsa di tutte le altre specie presenti
Rimozione meccanica	Trappolaggio intensivo	Basso impatto ambientale	Efficace solo se ripetuta negli anni e solo in ambienti circoscritti. Costi assai elevati in termini di uomini e mezzi
Uso di biocidi	Utilizzo di sostanze chimiche o microorganismi in grado di uccidere le specie bersaglio	Il piretro naturale si è dimostrato efficace (Cecchinelli <i>et al.</i> , 2012)	Il biocida non è specifico e può colpire anche specie non bersaglio
Uso di autocidi	Rilascio di maschi sterili (o SMRT - <i>Sterile Male Release Technique</i>) in grado di competere con quelli fertili nell'ambiente naturale	La tecnica basandosi sulla biologia della specie è altamente specifica e a basso impatto ambientale; l'efficienza per il gambero rosso della Louisiana è di oltre il 40% (Aquiloni <i>et al.</i> , 2009)	Costi elevati
Lotta biologica	Utilizzo di pesci predatori, es. anguille (Aquiloni <i>et al.</i> , 2010a)	Bassa specificità	Costi elevati e possibili squilibri ecosistemici

La ricerca scientifica sta lavorando alla messa a punto di tecniche innovative, quali l'uso di esche feromonalì o a base di ormoni inibitori della riproduzione che devono tuttavia essere perfezionate e testate prima della loro applicazione su larga scala. Tutte le tecniche richiedono la supervisione di personale esperto che definisca il protocollo da seguire e le tempistiche di intervento in relazione alle caratteristiche della popolazione target. Nell'ambito del progetto LIFE 10 NAT/IT/000239 RARITY "*Eradicate invasive Louisiana red swamp and preserve native white clawed crayfish in Friuli Venezia Giulia*", sono stati messi a punto specifici protocolli per il monitoraggio e il controllo delle popolazioni di *P. clarkii* mediante catture massive; per maggiori informazioni è possibile consultare il sito web di progetto, all'indirizzo www.life-rarity.eu.

6.1.1.3 Limitazioni del prelievo

La cattura di gamberi dai corsi d'acqua è consentita esclusivamente ai fini di ricerca e/o di reintroduzione, previa autorizzazione ministeriale corredata dal progetto di ricerca e/o di reintroduzione. Per una corretta programmazione dei prelievi, è necessario effettuare uno studio di popolazione per valutare la densità o almeno l'abbondanza della popolazione donatrice e la sua struttura. In tal modo il prelievo può essere mirato alla cattura consigliata di solo il 5% degli adulti della popolazione residente.

6.1.1.4 Creazione e/o rinforzo di nuove popolazioni per spostamento di individui

L'immissione di gamberi adulti riproduttori in nuovi corsi d'acqua ha lo scopo di costituire un nucleo capace da subito di riprodursi *in loco* senza dover attendere il raggiungimento dell'età riproduttiva (*cfr.* § 1.6). Affinché la misura sia efficace e corretta in termini di ripristino della biodiversità, occorre che le popolazioni donatrici e i siti di immissioni siano scelti previo attento studio di fattibilità realizzato nel rispetto delle linee guida internazionali (IUCN/SSC, 2013). L'intervento inoltre è ammissibile solo garantendo il mantenimento delle condizioni vitali delle popolazioni donatrici (*cfr.* § 6.1.1.3) e quindi dipende dalle disponibilità in natura della specie. Va ricordata la tendenza ad una maggiore erraticità dei gamberi già riproduttivi rispetto al novellame. Gli interventi di traslocazione faunistica, in caso di rinforzo di popolazioni già esistenti, dovrebbero contribuire ad incrementare il flusso genico tra gli individui (*cfr.* § 4.5.2), massimizzando la diversità genetica e evitando processi d'*inbreeding*.

6.1.2 Gestione degli habitat

La gestione degli habitat è un'azione indiretta molto efficace negli interventi di conservazione di specie a rischio di estinzione. Possiamo dividere le attività di gestione degli habitat in tre categorie spaziali, da piccola a grande scala (Tab. 10):

- **Interventi di riqualificazione degli habitat** attraverso metodiche di *restoration ecology*, che consistono nel ripristino delle capacità funzionali dell'ecosistema/habitat della specie.
- **Realizzazione di aree protette**, attraverso le quali si gestiscono e si proteggono aree più o meno vaste, permettendo di conservare non solo singole specie, ma intere comunità che vivono all'interno di uno specifico ecosistema. In particolare la realizzazione di **ark site** per i gamberi di fiume, che sono siti isolati, autosufficienti, con acqua corrente e/o ferma, in grado di sostenere una popolazione di gambero con un impegno gestionale minimo (Whitehouse *et al.*, 2009).
- **Realizzazione di reti ecologiche ed interventi di deframmentazione del territorio**. Si tratta di interventi a scala più ampia, che consistono in un vero e proprio sistema di pianificazione del territorio, attuata secondo criteri ecologici e di conservazione. Lo scopo è quello di collegare tra loro aree naturali e seminaturali di interesse naturalistico/conservazionistico attraverso dei corridoi ecologici o *stepping zone*, al fine di creare una vera e propria rete di aree naturali diffuse sul territorio, non isolate, in modo da permettere la dispersione degli organismi animali e vegetali da un territorio all'altro. Nel caso specifico, in contesti privi di specie di gambero alloctone, si tratta di realizzare corridoi ecologici specie-specifici per il gambero di fiume, al fine di facilitare la sua dispersione.

TABELLA 10. STRATEGIE DI GESTIONE AMBIENTALE SPECIFICHE PER *A. PALLIPES*.

Strategie di gestione sugli habitat	Strategie specifiche per <i>A. pallipes</i>
Riqualificazione degli habitat	• Ripristino delle portate idriche minime idonee
	• Rinaturalizzazione dell'alveo e delle sponde
Realizzazione di aree protette	• Realizzazione di ark site
	• Creazione di nuovi SIC
Creazione di reti ecologiche e deframmentazione del territorio	• Ripristino delle portate idriche minime idonee
	• Smantellamento di barriere
	• Realizzazione di guadi
	• Creazione di reti ecologiche tra aree protette

6.1.2.1 Riqualificazione e restauro ecologico

Tra gli interventi di ripristino ecologico di più ampia portata, ci sono quelli che hanno come obiettivo la rinaturalizzazione di un corso d'acqua artificiale. Al fine di non ridurre gli interventi ad azioni di mera "cosmesi ambientale" (Zerunian, 2002) sarebbe opportuno intervenire nell'ambito della *restoration ecology* e quindi far precedere l'intervento ingegneristico da un attento studio ecologico che coinvolga professionisti in materie naturalistiche. Nel caso del gambero di fiume, al fine di rendere il corso fluviale idoneo alla vita del gambero si possono indicare le seguenti misure generali:

- ripristino della vegetazione arborea e arbustiva ripariale;
- incremento della diversità ambientale in alveo e sottospondale anche attraverso l'utilizzo di deflettori e costrittori, ricoveri sottosponda, briglie e soglie, ceppaie e massi in alveo;
- mantenimento delle portate idriche idonee alla vita del gambero.

6.1.2.2 Aree protette e siti Natura 2000

L'istituzione di riserve naturali a livello regionale, nazionale o comunitario porta alla messa in atto di misure gestionali più restrittive in termini di modifiche del territorio e quindi contribuisce alla protezione della specie. La specie *A. pallipes* è inserita nell'allegato II della Direttiva 92/43/CEE "Habitat" tra le specie animali di interesse comunitario la cui presenza, documentata, sul territorio, può portare alla costituzione di un sito protetto, nella Rete Natura 2000.

6.1.2.3 Reti ecologiche: deframmentazione fluviale

La sola costituzione di aree protette risulta insufficiente per la conservazione, a lungo tempo, della biodiversità e dei processi ecologici. Già Diamond (1975) sottolineava i pericoli di una gestione “ad isole” delle zone di tutela ambientale. Le popolazioni isolate risultano vulnerabili e passibili di estinzione: vanno incontro a fenomeni di *inbreeding* e conseguente riduzione della variabilità genetica che le rende incapaci di rispondere agli stress ambientali e ai processi selettivi in generale. Popolazioni ridotte nel numero di individui potranno trovarsi in squilibrio demografico rendendo ancora più esigua la dimensione della popolazione effettiva (cioè il numero di individui in grado di riprodursi). La tutela degli ambienti naturali, e delle comunità biologiche ivi incluse, non deve quindi limitarsi alla stretta protezione dell’area perimetrata ma deve tenere conto delle dinamiche biologiche a scala di paesaggio (APAT, 2003). La scelta della scala e la funzione connettiva o di barriera degli elementi territoriali sono legate alle differenti caratteristiche ecologiche delle specie target di volta in volta individuate. I corsi d’acqua rappresentano delle linee di biopermeabilità, con un forte valore intrinseco in termini di reti ecologiche, ed è importante garantirne la continuità orizzontale e verticale. Nel caso specifico del gambero di fiume si possono indicare le seguenti misure generali:

- creazione di reti ecologiche tra Riserve Naturali con particolare riferimento alla connessione di aree SIC (mediante estensione della zona di protezione) all’interno di un corso d’acqua idoneo alla vita della specie;
- smantellamento di sbarramenti orizzontali (es. briglie, dighe) con attenzione al controllo della risalita delle specie esotiche invasive;
- creazione di guadi;
- formazione di alvei di magra a flusso idrico permanente in situazioni a deflusso idrico critico;
- ripristino delle portate minime idonee.

6.1.2.4 Ripristino delle portate minime idonee

Fattore naturale che caratterizza un corso fluviale è la variazione delle portate lungo l’asta durante l’anno. Ad alterare tale equilibrio possono concorrere numerosi fattori antropici, quali le opere di derivazione o trattenuta (dighe) che contribuiscono a variare il deflusso delle acque, anche in tempi molto brevi (es. l’*hydropeaking* causa variazioni di portata giornaliera), oppure le captazioni abusive da parti di privati cittadini. Queste ultime dovrebbero essere oggetto di sequestro da parte della magistratura ed essere dismesse al fine di ripristinare la portata naturale del torrente.

Al fine di rendere gli interventi antropici sostenibili, è necessario garantire al corso d’acqua un Deflusso Minimo Vitale – DMV, ovvero una portata in alveo idonea per la sopravvivenza degli ecosistemi fluviali. Il problema della determinazione del DMV si affronta regolamentando il rilascio delle concessioni e la gestione dei prelievi, attraverso l’imposizione di “vincoli” che limitano la “portata residua derivabile” per usi antropici (cfr. § 5.3).

BOX 5. GLI INTERVENTI DI RIQUALIFICAZIONE FLUVIALE NEL PROGETTO CRAINat

Si tratta di opere semplici, di rapida esecuzione, a basso costo, ed elevata riproducibilità. Alcune situazioni critiche, causate perlopiù dall’uomo, sono state risolte con interventi puntuali di facile realizzazione, ripristinando la continuità fluviale e migliorando l’habitat acquatico. Sui torrenti dove la presenza di una briglia trasversale creava un salto difficilmente valicabile dal gambero, è stato realizzato un corridoio ligneo ancorato alla sponda in roccia (Fig. 16a), che, bagnato dalle acque, faciliterà la risalita dei gamberi a un piccolo torrente idoneo a mantenere una popolazione (SIC IT2070021 Valvestino). Altro caso di interruzione della continuità dell’habitat era dovuto alla presenza di una condotta in cemento, realizzata con moduli tra loro ravvicinati, i quali risultavano disassati nel periodo di magra. Qui si è proceduto allo sterro degli elementi ed alla loro ricollocazione e saldatura reciproca; in questo modo ora l’acqua, anche nei periodi di magra, bagna in modo continuo l’intera condotta evitando così l’isolamento di questa popolazione rispetto all’asta principale (SIC IT2030006 Valle Santa Croce e Valle del Curone). Accumuli di detriti e sedimento in alveo avevano provocato la deviazione del corso naturale di alcuni piccoli torrenti, diminuendo l’idoneità dell’habitat. Interventi di scavo, rimozione dei detriti e consolidamento delle sponde nell’ambito della *restauration ecology* hanno ripristinato il flusso dell’acqua e i mesohabitat idonei all’interno dell’alveo naturale (Fig. 16b-c) e permesso così maggiore disponibilità di rifugi, anche grazie all’aggiunta di rete elettrificata per dissuadere l’accesso dei cinghiali (SIC IT2060016 Valpredina), e di riconnettere la popolazione presente a monte ed a valle di tale deviazione (SIC IT2010002 Monte Legnone e Chiusarella).

In caso di scarso ombreggiamento di un piccolo rio, la piantumazione di essenze arboree e arbustive autoctone ha permesso di limitare, durante il periodo estivo, l'innalzamento della temperatura, e quindi di migliorare l'habitat del gambero (SIC IT2070019 Sorgente Funtani) oppure la realizzazione di una parziale cordonatura ha limitato il passaggio di bovini (SIC IT7110206 Monte Sirente e Monte Velino).

La riqualificazione di un tratto di circa 30 m, opere spondali di piantumazione di talee e inserimento di rifugi idonei al gambero ancorati al fondo (Fig. 16d) hanno garantito la continuità fluviale tra la *source area* di Capestrano (AQ) e l'asta fluviale principale (SIC IT7110098 Sorgenti e primo tratto del fiume Tirino). Simile intervento di riqualificazione con rimodellamento delle sponde di un canale laterale e diversificazione del suo andamento con zone a differente profondità e utilizzo di elementi lignei e di pietrame è stato realizzato nei pressi della *source area* di Sessano del Molise (IS); inoltre la messa a dimora di talee di salici arbustivi prelevati *in situ* ed altri arbusti autoctoni crea una quinta vegetale di protezione e di ombreggiamento, che funge anche da barriera per prevenire fenomeni di bracconaggio (SIC IT7212178 Pantano del Carpino – T. Carpino).



FIGURA 16. Interventi di riqualificazione ambientale per migliorare l'habitat idoneo alla vita di *A. pallipes*. (a) passaggio ligneo nel SIC IT2070021 Valvestino; (b) consolidamento delle sponde e recinto elettrico nel SIC IT2060016 Valpredina; (c) restauration ecology nel SIC IT2010002 Monte Legnone e Chiusarella; (d) cantiere didattico AIPIN per la riqualificazione nel SIC IT7110098 Sorgenti e primo tratto del fiume Tirino.

6.2 Conservazione *ex situ*

La conservazione *ex situ* è definita dall'articolo 9 della Convenzione sulla Diversità Biologica (CBD) come “la conservazione dei componenti della diversità biologica al di fuori degli habitat naturali”. È in genere uno strumento utilizzato in combinazione con altri strumenti *in situ*. Diverse organizzazioni internazionali hanno sviluppato linee guida che forniscono protocolli ed informazioni sulle metodiche di conservazione *ex situ*, come l'IUCN che ha redatto delle linee guida tecniche a cui si rimanda per approfondimenti (IUCN/SSC, 2013).

La conservazione *ex situ* si attua presso zoo, acquari, vivai, orti botanici, arboreti, banche (dei semi, di pollini, di colture cellulari, ecc.) e centri di riproduzione *ad hoc*.

Queste strutture non hanno solo lo scopo di conservare le specie ed il loro patrimonio genetico in ambienti adeguati, ma possiedono anche un ruolo fondamentale nella sensibilizzazione del pubblico sull'importanza della salvaguardia della biodiversità e anche nella raccolta di fondi da destinare alla conservazione. Inoltre, hanno una posizione chiave nel rendere disponibile il materiale per fini di ricerca scientifica, sia per incrementare le conoscenze sul ciclo biologico delle varie specie, sia per elaborare *ex situ* tutte le strategie da sperimentare *in situ* per ricostituire o restaurare gli ecosistemi naturali degradati.

La conservazione *ex situ* richiede una notevole disponibilità finanziaria, in particolare quando richiede la creazione di centri di riproduzione, che presentano caratteristiche subordinate alla specie di cui si occupano. Le strategie di conservazione *ex situ* per il gambero di fiume consistono nella creazione di centri, dove questi animali vengono allevati per ottenere stock di individui da utilizzare a scopi di reintroduzione o di rinforzo delle popolazioni naturali. Queste strutture possono essere anche ospitate all'interno di zoo o giardini botanici, i quali hanno anche uno scopo di tipo educativo, oppure essere appositamente costruite (e non avere necessariamente anche un ruolo educativo).

In esse vengono sviluppati dei programmi di allevamento in cattività. Le misure di conservazione *ex situ* devono anche andare di pari passo con le azioni *in situ*, che prevedano forme di sostegno diretto alle popolazioni e misure di conservazione e di restauro degli habitat idonei a poter ospitare gli individui che vengono allevati in cattività. Un progetto completo che riguarda la conservazione del gambero di fiume deve seguire un approccio multi-conservazionistico e valutare tutti questi aspetti.

6.2.1 Allevamento a scopo di reintroduzione e/o di rinforzo

I centri di riproduzione sono strutture destinate alla fecondazione, all'incubazione delle uova (naturale o artificiale) e all'allevamento dei giovani di *A. pallipes* destinati alla reintroduzione/rinforzo (*sensu* IUCN) in corsi d'acqua, laddove le popolazioni originarie sono scomparse e/o in rarefazione. La gestione ordinaria è affidata a personale specializzato o appositamente formato.

I centri devono essere strutture operative tutto l'anno, che dispongono di spazi e sono dotati di vasche, interne o esterne, adatte alla riproduzione e alla schiusa delle uova. Le vasche, generalmente di forma rettangolare o quadrata, possono essere realizzate in cemento, mattoni o in vetroresina e devono essere, qualora la collocazione sia esterna, ombreggiate per mantenere idonea la temperatura dell'acqua nei mesi estivi (*cfr.* § 5.2).

I centri di riproduzione dovrebbero, tuttavia, essere adeguati anche per ospitare temporaneamente le popolazioni di gambero in difficoltà, e quindi avere una o più vasche dedicate esclusivamente alla stabulazione temporanea di animali in difficoltà (*cfr.* § 10.3.6).

BOX 6. I CENTRI DI RIPRODUZIONE DEL PROGETTO CRAINat

Nell'ambito del progetto CRAINat sono stati messi in funzione **otto centri di riproduzione** per il gambero di fiume autoctono (Fig. 17):

Regione	Località	Ente gestore
Abruzzo	Arsita (TE)	Parco Nazionale Gran Sasso e Monti della Laga (proprietario: Comune di Arsita)
Abruzzo	Borrello (CH)	Provincia di Chieti
Abruzzo	Monteferrante (CH)	Associazione ARCI pesca FISA Chieti
Abruzzo	Rocca di Mezzo (AQ)	Regione Abruzzo e Comune di Rocca di Mezzo
Abruzzo	Santa Maria Imbaro (CH)	Fondazione Mario Negri Sud
Lombardia	Prabione di Tignale (BS)	ERSAF – Regione Lombardia
Lombardia	Prim'Alpe di Canzo (CO)	ERSAF – Regione Lombardia
Molise	Rocchetta al Volturno (IS)	Comune di Rocchetta al Volturno

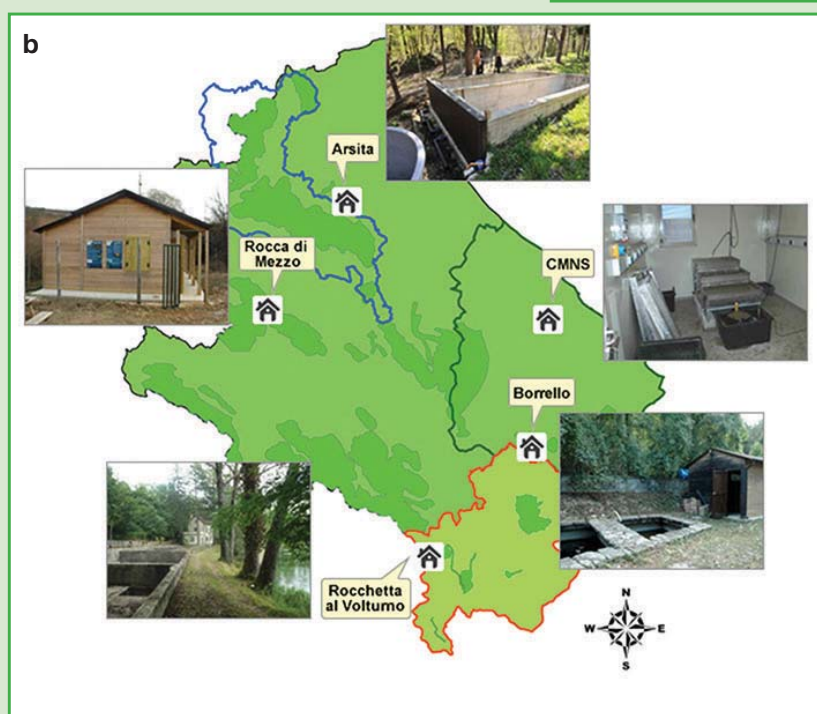
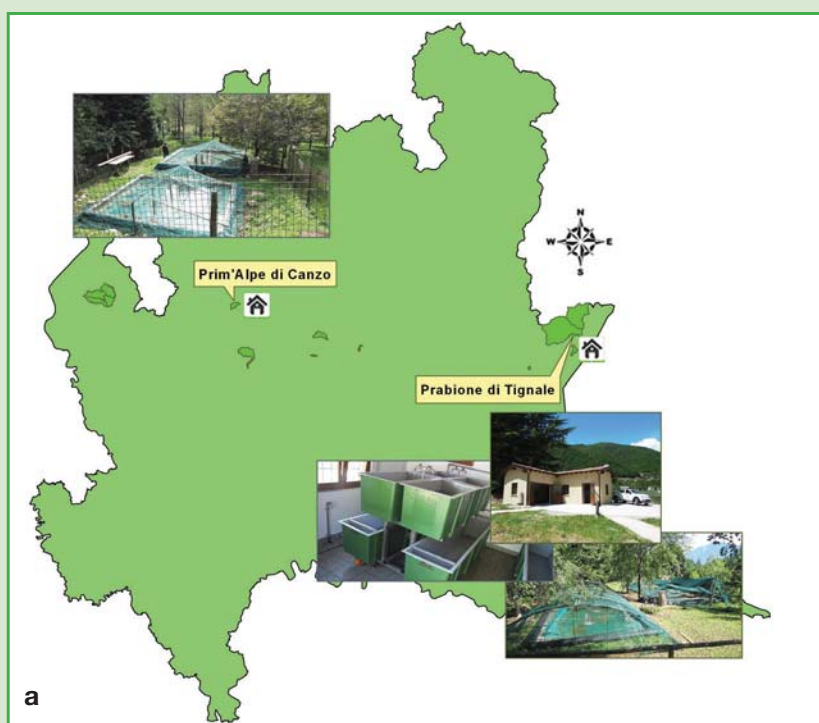


FIGURA 17. Localizzazione dei centri di riproduzione nell'area di progetto CRAINat:
(a) in Lombardia
(b) nelle regioni centrali.

6.3 Interventi di conservazione in Italia: stato dell'arte

Analogamente a quanto riscontrato in altri paesi europei, in Italia si è osservata una rarefazione nel numero e nella distribuzione delle popolazioni di *A. pallipes* complex. Poiché è una specie di interesse comunitario, il gambero di fiume può essere oggetto di progetti di conservazione finanziabili con il programma europeo LIFE e poi LIFE+ (<http://ec.europa.eu/environment/life>). In 23 anni, dal 1992 al 2014 in Italia sono stati finanziati complessivamente 13 progetti LIFE Natura per la conservazione diretta ed indiretta del gambero di fiume, come dettagliato in tabella 11.

TABELLA 11. ELENCO DEI PROGETTI DI CONSERVAZIONE DI *A. PALLIPES* FINANZIATI DAL PROGRAMMA LIFE E LIFE+, RELATIVO CODICE E ANNO DI FINANZIAMENTO.

Progetto LIFE Natura	Codice	Anno
Conservation of priority habitats with <i>Abies alba</i> in Natura 2000 sites	LIFE96 NAT/IT/003169	1996
Monte Labbro and Upper Albegna Valley, conservation and management	LIFE99 NAT/IT/006229	1999
Conservation of <i>A. pallipes</i> in two SIC sites of Lombardy	LIFE00 NAT/IT/007159	2000
<i>A. pallipes</i> : protection and management in SAC sites of Central Italy	LIFE03 NAT/IT/000137	2003
Biocenosis restoration in Valvestino Corno della Marogna 2	LIFE03 NAT/IT/000147	2003
Requalification interventions of SIC Ganna's Lake	LIFE04 NAT/IT/000159	2004
Urgent conservation actions for Fortore River pSCI	LIFE05 NAT/IT/000026	2005
Improvement of the conservation status of SCIs in the high Apennine area	LIFE07 NAT/IT/000433	2007
Conservation and Recovery of <i>A. pallipes</i> in Italian Natura2000 Sites	LIFE08 NAT/IT/000352	2008
Conservation actions, habitat and species improvement of SIC Colli Berici	LIFE08 NAT/IT/000362	2008
Conservation and improvement of Spina Verde SCI Habitats	LIFE10 NAT/IT/000224	2010
Eradicate Invasive Louisiana Red Swamp and Preserve White Clawed Crayfish	LIFE10 NAT/IT/000239	2010
Trentino Ecological Network: a focal point for a Pan-Alpine Ecological Network	LIFE11/NAT/IT/000187	2011

7. ASPETTI PROGETTUALI DEI CENTRI DI RIPRODUZIONE

Lontano dal voler essere una rassegna delle possibili tipologie di allevamento di gamberi, il presente capitolo si propone, in particolare, di raccogliere le conoscenze acquisite e i risultati delle esperienze realizzate, a scopo scientifico sperimentale, nell'ambito dei centri di riproduzione di *A. pallipes*, grazie al progetto CRAINat.

BOX 7. ASPETTI GESTIONALE-SANITARI DEI CENTRI DI RIPRODUZIONE

- nella scelta di nuovi siti per costruire centri di allevamento deve essere presa in considerazione la distanza del luogo dalla zona di presenza di specie di gamberi alloctone, ed evitate le zone limitrofe a quest'ultime;
- per le strutture che si approvvigionano direttamente da acque superficiali va esclusa la presenza di popolazioni alloctone lungo tutta l'asta del torrente e, meglio ancora, nell'intero bacino;
- prevenire l'introduzione di gamberi autoctoni e/o alloctoni potenzialmente infetti, acqua e attrezzatura contaminata;
- sottoporre ad adeguato trattamento termico l'alimento per i gamberi (es. pesce) se di origine incerta o proveniente da acque dove sono presenti gamberi alloctoni;
- applicare le misure di biosicurezza: recinzione del sito, bagni podalici all'ingresso della struttura, accurata disinfezione di tutte le attrezzature, introduzione di riproduttori provenienti da bacini sicuri, accertamenti diagnostici in caso di mortalità nel centro di riproduzione.

Indicazioni per la disinfezione:

- disinfezione dei mezzi di trasporto: all'ingresso della struttura disporre una vasca contenente ipoclorito di sodio o iodofori, oppure nebulizzare le ruote dell'automezzo;
- disinfezione per personale e visitatori: vaschette podaliche all'ingresso dell'impianto e tra i vari settori, con sostituzione settimanale delle soluzioni, in alternativa calzari monouso;
- disinfezione pavimentazione: vapore > 100 °C o ipoclorito 2 volte al mese, trattamento del circuito idraulico a fine ciclo;
- disinfezione delle vasche ad inizio ciclo: iodofori 500 ppm, ipoclorito > 100 ppm o clorammina;
- per la pulizia di routine delle vasche in impianto è opportuno dedicare a ciascuna guaina e spazzole propri; se la stessa attrezzatura viene usata su più vasche immergerla in contenitori con soluzione disinfettante (iodofori) per alcuni secondi e risciacquarla con acqua pulita; una volta utilizzata va riposta pulita in un luogo asciutto o immersa in soluzione disinfettante.

7.1 Allestimento degli impianti e dettagli delle attrezzature

Le tipologie di allevamento sono raggruppabili in due grandi categorie:

- allevamento in ambiente artificiale (strutture all'interno di un edificio)
- allevamento semi-naturale (strutture in ambiente esterno)

L'ambiente artificiale è costituito da vasche in vetroresina di dimensioni appropriate, dove si svolgono tutte le fasi del ciclo biologico del gambero, dall'accoppiamento alla crescita del novellame.

L'allevamento in condizioni semi-naturali avviene in vasche installate in ambiente esterno, che vogliono ricreare il più possibile le condizioni naturali idonee per il gambero, e dove si svolgono le fasi del ciclo biologico. Questa ultima tipologia non prevede una gestione quasi quotidiana dell'allevamento, come deve avvenire invece in un ambiente completamente artificiale.

In un centro di allevamento completo le due tipologie si integrano e si completano nelle fasi del ciclo biologico. Quindi un centro di riproduzione è preferenzialmente composto da:

- un incubatoio, costituito da una struttura coperta (in muratura, prefabbricata, in legno, ecc.), dove sono collocate le **vasche in vetroresina per l'allevamento**;
- **vasche esterne semi-naturalizzate**, ubicate nelle immediate adiacenze dell'incubatoio.

È buona regola inoltre avere alcune **vasche destinate alla stabulazione temporanea** dei gamberi traslocati dai torrenti in situazioni di emergenza (es. nei periodi particolarmente siccitosi, *cfr.* §§ 6.1.1.1 e 10.3.6). Queste strutture dovrebbero servire esclusivamente a tale scopo, in modo da evitare il contagio e la diffusione di eventuali patologie ai gamberi già presenti nell'allevamento. Il centro viene recintato (es. con rete metallica zincata) e dotato di cancello con apposita chiusura.

Dal punto di vista gestionale l'allevamento, condotto unicamente con finalità scientifico-conservazionistica, risulterà di tipo non intensivo, a bassa densità numerica, per garantire il miglior benessere sia ai riproduttori sia ai nuovi nati.

BOX 8. CARATTERISTICHE DEI CENTRI DI RIPRODUZIONE DEL PROGETTO CRAINat

Nell'ambito del progetto CRAINat si sono sperimentate differenti forme di approvvigionamento idrico e combinazioni di allevamento. I centri di riproduzione (Tab. 12) sono alimentati con acqua proveniente sia da vicine sorgenti sia da captazione realizzata su torrente (Prim'Alpe di Canzo - CO - e Prabione - BS), acque naturali sotterranee (sorgente della piana di Rocca di Mezzo - AQ) e correnti (Rio Verde a Borrello - CH), oppure con acqua potabile non clorata, come a Rocchetta a Volturno - IS, a Monteferrante (CH) e nella Fondazione Mario Negri Sud. In quest'ultimo caso è stato realizzato un sistema a circuito chiuso con controllo diretto e indiretto della temperatura dell'acqua e del livello idrico. L'acqua proviene dalle condotte interne dell'acqua potabile collegate all'acquedotto pubblico della Società Abruzzese Servizio Idrico (SASI) di Lanciano (CH). L'acquedotto è alimentato dalle sorgenti del fiume Verde a Fara San Martino (CH).

Il sistema più sicuro è risultato indubbiamente quello con approvvigionamento di acqua sotterranea di sorgente o, al limite, di acqua superficiale proveniente da piccoli rii di prim'ordine.

TABELLA 12. TIPOLOGIE DI ALLEVAMENTO E DI APPROVVIGIONAMENTO IDRICO UTILIZZATE NEL PROGETTO CRAINat

Centro di allevamento	Tipologia di allevamento	Approvvigionamento idrico
Arsita (TE)	vasche interne/ stagni esterni	acqua di superficie
Borrello (CH)	vasche interne/ stagni esterni	acqua di superficie
Fondazione Mario Negri Sud (CH)	vasche interne	acqua potabile non clorata a ricircolo
Rocca di Mezzo (AQ)	vasche interne	acqua di superficie e sotterranea
Rocchetta Volturno (IS)	vasche interne	acqua potabile non clorata
Prabione di Tignale (BS)	vasche interne/ stagni esterni	acqua di superficie e sotterranea
Prim'Alpe di Canzo (CO)	vasche esterne	acqua di superficie e sotterranea

La maggior parte delle vasche, sia quelle artificiali all'interno dell'incubatoio sia quelle più grandi all'esterno, sono state dotate di un particolare sistema di scarico (Fig. 18). Il pescaggio dell'acqua avviene a livello del fondo della vasca cosicché venga facilitato il rimescolamento delle acque e l'allontanamento dei detriti organici, evitandone l'eccessiva stagnazione. L'altezza del tubo interno regola l'altezza dell'acqua nella vasca. È opportuno dotare di una rete di copertura il tubo interno per evitare le eventuali fughe dei gamberi.

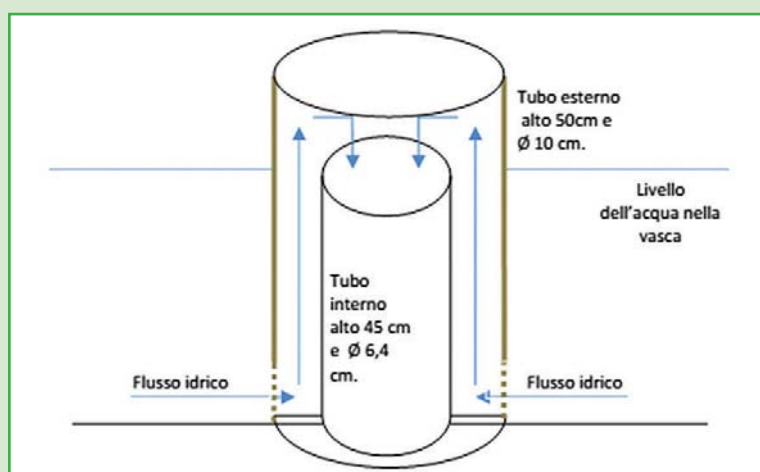


FIGURA 18. Schema del sistema di scarico di ogni vasca.

7.1.1 Allevamento in incubatoio

La struttura può essere costruita appositamente oppure adeguata con migliorie da un edificio preesistente, che aveva un differente utilizzo. Una buona suddivisione dello spazio prevede la separazione in due locali: uno, di dimensioni maggiori, dove vengono installate le vasche per l'allevamento vero e proprio; l'altro, più piccolo, dove si svolgono le attività scientifiche di laboratorio e di monitoraggio. Nel primo, la pavimentazione interna viene dotata di canalette per la raccolta delle acque di scarico.

Per ottimizzare lo spazio, le vasche in vetroresina possono essere collocate su due livelli, utilizzando una struttura a castello in acciaio (Fig. 19).

La distribuzione dell'acqua avviene in parallelo in modo che ogni vasca sia dotata di acqua in entrata e in uscita; quest'ultima è da annoverarsi tra le norme cautelative nei confronti di eventuali patologie, che si diffondono così solo tra i gamberi della vasca interessata senza contagiare gli individui presenti nelle altre vasche. Le vasche in vetroresina possono essere di diversa superficie, in base alle varie esigenze, ma con altezza adeguatamente sufficiente di 0,4-0,5 m.

Per compiere un ciclo riproduttivo completo, quindi partendo dall'accoppiamento dei riproduttori è consigliabile utilizzare vasche con superficie ampia (alcuni esempi: 2x0,5 m; 3x0,5 m; 3x1,9 m) che possano ospitare anche 12-15 adulti/m² (cfr. § 8.1.2) nelle settimane in cui avviene l'accoppiamento e la deposizione delle spermatofore da parte del maschio sulla piastra spermatoforica della femmina (cfr. § 1.6).

Dopo questo breve periodo, le vasche più grandi possono continuare ad ospitare i maschi, che necessitano di maggiore spazio per motivi legati alla loro aggressività. Le femmine, in attesa di estrudere le uova, possono essere collocate in vasche più piccole (es. 1x0,5 m) fino a 6-8 femmine/m², e qui possono rimanere per tutta la durata dell'incubazione dell'uova.

All'ultimo controllo delle femmine ovigere, prima della schiusa delle uova (cfr. §§ 1.6 e 8.1.3), sarebbe opportuno diminuire la densità pro vasca (in base allo spazio che nel frattempo si è liberato, es. con il ritorno dei maschi ai torrenti di origine) in vista della schiusa delle uova e per evitare di dovere manipolare successivamente le larve appena schiuse.

Uno dei maggiori vantaggi di questo tipo di allevamento è dato dalla possibilità di seguire costantemente tutte le fasi allevamento del ciclo riproduttivo: selezionare i riproduttori per gli accoppiamenti, isolare prontamente le femmine con spermatofore, controllare periodicamente il livello di maturazione delle uova, togliere le uova morte per evitare l'attacco di infestazioni fungine (es. causate da *Saprolegnia*, cfr. § 2.4), separare prontamente le femmine dalle larve. Tali procedure generalmente permettono di ottenere un numero di piccoli per femmina più elevato rispetto all'allevamento semi-naturale.

D'altro canto va ricordato che tutte queste fasi sono estremamente delicate per la vita dei gamberi e delle uova, per cui un eccessivo zelo potrebbe causare eccessivo stress e perdita delle uova (cfr. § 1.6). È necessario un controllo frequente e una gestione per la pulizia delle vasche e per l'alimentazione (cfr. §§ 8.3 e 8.4).

FIGURA 19. Vasche montate sul castello in acciaio.



7.1.2 Allevamento esterno semi-naturale

Le vasche esterne devono trovarsi in una posizione adeguata e vicina all'incubatoio per fini pratici. Anche in questo caso, le vasche possono essere costruite ex-novo oppure si possono recuperare e valorizzare strutture già esistenti (es. le vasche del centro di riproduzione di Prim'Alpe di Canzo in passato erano destinate ad attività vivaistica). Le vasche possono essere in cemento, interrate o a livello del suolo, oppure scavate nel terreno e impermeabilizzate con apposito telo. Possono costituire un ambiente unico oppure essere suddivise in porzioni indipendenti (es. 12-15x3-4 m; 9x5 m; 5x4 m). L'altezza può variare anche nella medesima vasca, ma per l'allevamento dei gamberi è sufficiente mantenere il livello dell'acqua a una profondità di circa 50 cm; questo facilita anche le operazioni di ispezione e di monitoraggio dei gamberi.

Queste vasche devono potersi svuotare completamente, quindi devono essere realizzate con scarichi e pendenze adeguate, in modo da potere garantire la manutenzione qualora fosse necessario, ma soprattutto il recupero di tutti i piccoli gamberi, destinati alla semina.

In questa tipologia, l'allevamento avviene a bassa densità numerica (circa 2 riproduttori/m²), poiché non è fattibile un controllo frequente come nelle vasche di un incubatoio. I gamberi riproduttori vengono immessi a fine settembre e qui compiono l'intero ciclo riproduttivo, senza alcun disturbo da parte del personale addetto. Le principali fasi di allevamento sono descritte successivamente (cfr. § 8.1.3). Anche l'alimentazione può avvenire con minore frequenza, grazie alla formazione di una parte della comunità macrobentonica, come in natura, che rappresenta un'ottima fonte di cibo per gli adulti e di periphyton, particolarmente adatto per le larve e il novellame (cfr. § 8.4). È consigliabile, all'inizio di ogni ciclo riproduttivo, naturalizzare l'ambiente con fascine e foglie secche, che si de-



FIGURA 20. Naturalizzazione delle vasche per l'allevamento in ambiente esterno.

graderanno successivamente, evitando di prelevare materiale simile dai torrenti, perché in questo modo si potrebbero introdurre involontariamente predatori, quali larve di Odonati e di Plecotteri, ai danni dei piccoli gamberi (Fig. 20).

Per impedire l'ovideposizione delle libellule, le cui larve acquatiche sono predatrici dei giovani gamberi, sopra ogni vasca viene teso un cavo in acciaio di idonea dimensione, in grado di sostenere le leggere reti plastiche, di tipo antigrandine a maglia stretta ad uso agricolo, che devono essere stese a protezione degli specchi d'acqua nel periodo marzo-dicembre (cfr. § 8.3).

7.1.3 L'acqua ed i sistemi idraulici

Le acque che alimentano gli impianti devono presentare requisiti adatti allo sviluppo della specie; sono quindi necessari controlli alla fonte prima dell'avvio del centro e monitoraggi successivi. Tra i parametri fisici e chimici dell'acqua, i più importanti sono la temperatura, l'ossigeno disciolto e la concentrazione di ioni calcio (Ca^{+2}). Va ricordato che la solubilità dell'ossigeno in acqua è direttamente proporzionale alla pressione e inversamente proporzionale alla temperatura.

In tabella 13 sono riportati i valori di riferimento per quanto riguarda i parametri: pH, ossigeno disciolto e temperatura (Arrignon, 1996).

TABELLA 13. PARAMETRI CHIMICO-FISICI RICHIESTI PER L'ALLEVAMENTO DI *A. PALLIPES*.

Parametro	Intervallo o valore ottimale	Soglia limite
Unità di pH	6,8/8,2	< di 6 e > di 9
Ossigeno disciolto (ppm)	6/saturazione	-
Temperatura (°C)	14/15	< di 0 e > di 20
Ca (ppm)	50/100	< di 5 e > di 130

Mentre la temperatura e l'ossigeno disciolto giocano un ruolo importante per la sopravvivenza a breve termine, la concentrazione di Calcio permette al gambero di svolgere al meglio tutte le sue funzioni biologiche, prima fra tutte la costituzione di un esoscheletro in cui il livello di calcificazione sia sufficiente. Se il livello di calcio nell'acqua è basso, assieme all'apporto minerale fornito con il mangime artificiale è necessario provvedere alla distribuzione di molluschi acquatici (es. *Lymnaea*) in vasca che, oltre all'integrazione nutritiva in sostanze proteiche, con la loro conchiglia calcarea rimediano a questa carenza (De Luise, 2012).

Negli allevamenti risulta preferibile l'utilizzo di acqua di superficie o di falda. La principale differenza nell'utilizzo di acqua di falda rispetto a quella proveniente da un corso d'acqua riguarda il regime termico.

Infatti l'acqua di falda o di risorgiva ha un intervallo termico limitato e costante durante tutto l'anno, a differenza delle acque di superficie, la cui temperatura segue quella dell'aria. Queste differenze termiche determinano un grosso divario temporaneo nel ciclo biologico della specie e nell'accrescimento del novellame (cfr. § 1.6). Infatti con acqua a temperatura costante (generalmente 12-13 °C) si verifica un anticipo di alcuni mesi nella schiusa delle uova (inizio primavera), ma successivamente si avrà un ritardo nell'accrescimento dei piccoli gamberi rispetto a un allevamento con acqua superficiale, dove gli animali possono usufruire di acqua a temperature maggiori (anche 18-20 °C) nel periodo estivo. Si ricorda che il periodo di maturazione dell'embrione è regolato principalmente dalla temperatura dell'acqua e viene usualmente misurato ed indicato in gradi-giorno. Questo indice corrisponde alla somma delle temperature giornaliere medie dell'acqua (esprese in gradi centigradi) durante il periodo di incubazione (cfr. § 1.6).

L'approvvigionamento idrico è un aspetto fondamentale che deve essere valutato attentamente qualora si realizzano centri di allevamento e non solo in termini di qualità dell'acqua, come precedentemente descritto, ma bisogna considerare alcuni aspetti relativi alla provenienza dell'acqua e come è possibile recapitarla alle vasche di allevamento. In generale da un punto di vista tecnico l'acqua può arrivare al centro:

- per caduta gravitazionale, tramite una condotta con una presa che si trova ad una quota superiore rispetto al recapito;
- può esser pompata perché si trova ad una quota inferiore.

Nel primo caso la condotta non deve essere forzata in modo da evitare un eccesso di gassificazione, in caso contrario si dovrà installare un degassificatore per evitare problemi di embolia agli animali. Nel caso in cui la presa dell'acqua sia localizzata in un corso d'acqua, devono essere previsti adeguati filtri per evitare il trasporto solido all'interno della condotta stessa. Inoltre sarebbe opportuno predisporre due prese nel torrente ad una certa distanza per evitare che eventuali intoppi o rotture possano impedire l'approvvigionamento di acqua. In ogni caso è buona pratica prevedere un rifornimento idrico di emergenza (in caso di sensibile riduzione di portata in particolari periodi siccitosi). In caso di cisterna di accumulo preesistente è sufficiente provvedere al collegamento con questa oppure è conveniente installare appositamente una cisterna, tra la presa e le vasche di allevamento, che possa svolgere la doppia funzione di riserva d'acqua in caso di avaria del sistema, e di decantazione per far sedimentare le particelle in sospensione nell'acqua trasportate durante le piene. Sia la cisterna sia i filtri devono essere puliti con regolarità.

Nel caso in cui sia necessario installare una stazione di pompaggio per alimentare il centro di allevamento, bisogna considerare i costi sia di attivazione sia di mantenimento (corrente elettrica), ma soprattutto devono essere installati dei sistemi di sicurezza (doppia pompa) per evitare che il centro rimanga privo di acqua in caso di avaria. Sistemi di questo tipo richiedono una manutenzione e un controllo periodico.

La bassa densità di allevamento consente di avere acque di scarico con un basso carico organico aggiunto, mantenendo la qualità delle acque pressoché inalterate rispetto a quelle in entrata, con la possibilità quindi di procedere alla loro dispersione a terra.

L'ingresso dell'acqua nelle vasche deve essere posizionato dalla parte opposta allo scarico (cfr. Fig. 18), in modo che ci sia un flusso di corrente su tutta la lunghezza della vasca. Questo requisito è importante soprattutto per le vasche esterne a pianta rettangolare.

7.1.4 Attrezzature di base per l'allevamento

Prima dell'immissione dei gamberi nelle vasche, si deve provvedere alla **pulizia e disinfezione preventiva**. Nella panoramica dei prodotti registrati per l'impiego in acquacoltura, De Luise (2012) consiglia quelli a base di Cloramina-T. Questo principio attivo di solito è impiegato come soluzione acquosa da utilizzare a concentrazioni differenti per le vasche (1-2%) e per i macchinari in genere come reti, guadini e nasse (1%). È buona pratica far scorrere acqua all'interno delle vasche per alcuni giorni prima di utilizzarle, in modo che vengano accuratamente lavate da eventuali residui dannosi.

Inoltre per una corretta profilassi, ogni singola vasca, in base alla propria dimensione, deve essere corredata di: uno a più guadini a maglie piccole (es. usati in acquariologia) e di una scopa; in tal modo le operazioni routinarie di pulizia avverranno in maniera indipendente su ogni struttura produttiva.

In tutte le vasche (artificiali o semi-naturali esterne) vanno posizionati **appropriati rifugi**, che possano fungere da protezione in particolare durante le ore di luce, l'incubazione delle uova e/o dopo la muta. È importante offrire un numero di ripari maggiore del numero di gamberi presenti e di diversa dimensione in virtù delle differenti taglie degli individui allevati: è possibile utilizzare a tal proposito mattoni forati, strutture tubolari in PVC, piccoli pezzi di tubi.

Possono essere introdotte in vasca anche **piante acquatiche** di specie come *Nymphaea*, *Potamogeton*, *Ranunculus*, *Helodea*, *Fontinalis* e *Myriophyllum* che hanno la molteplice funzione di sito di rifugio, di alimento, di fonte di calcio e di apporto alternativo di ossigeno.

È necessario provvedere a **strutture antifuga** per scongiurare la fuga dei gamberi (soprattutto dei riproduttori) in ogni tipologia di vasca presente in allevamento. Se nelle vasche in vetroresina, sono presenti griglie di scarico, devono essere posizionate sulla loro parte superiore tavolette di legno o di altro materiale, utili anche come base di appoggio. Nel caso di vasche semi-naturali vanno opportunamente realizzate barriere protettive circostanti, senza dimenticare che i gamberi riescono ad arrampicarsi su superfici ruvide (Fig. 21).

FIGURA 21. Sistema di barriere per evitare la fuga dei gamberi dalle vasche di allevamento.



7.2 Strumentazione di monitoraggio da remoto

Per gestire le strutture di riproduzione in modo rapido, efficace e ridurre tempi e costi della gestione ordinaria periodica, è possibile dotare i centri di un sistema di telecontrollo, in grado di controllare e monitorare di continuo sia le condizioni delle vasche di allevamento, sia eventuali intromissioni di predatori e/o bracconieri all'interno delle strutture stesse (Fig. 22).

Il sistema di telecontrollo 'tipo' è costituito da tre sottosistemi composti da:

- un'unità per l'acquisizione dati (specificatamente ai parametri chimico-fisici),
- un'unità per l'acquisizione e la registrazione video su evento,
- un modem 3G adibito, attraverso la rete di telefonia mobile, all'interconnessione tra il suddetto sistema, definito remoto, e il server sul quale verranno scaricati i dati.

Il sistema remoto è completato da una centralina di distribuzione dell'energia elettrica alimentato direttamente dalla tensione di rete o da un complesso fotovoltaico completo delle batterie tampone per permettere il funzionamento notturno o nei casi di scarsa illuminazione temporanea.

FIGURA 22. Strumentazione di monitoraggio da remoto.



7.2.1 Le sonde per la rilevazione dei parametri chimico-fisici

Il dispositivo per l'acquisizione dei parametri chimico-fisici (pH, ossigeno disciolto, conducibilità, temperatura acqua, temperatura aria, flusso) è affidata ad un registratore, anch'esso accessibile tramite web browser ed in grado di inviare e-mail di notifica per valori fuori range delle grandezze acquisite. Tutti i dati registrati possono essere memorizzati su un flash card locale ed inviati in ridondanza al server e, all'occorrenza, visionabili.

Per i sensori ad immersione, in commercio sono disponibili dispositivi dotati di meccanismi di autopulizia, in grado di segnalare condizioni di malfunzionamento, e completi di tutto il necessario per la messa in servizio.

7.2.2 Acquisizione, trasmissione, ricezione e trattamento dei dati

Il sistema di acquisizione dati viene configurato per inviare dati ad intervalli prestabiliti. Sia le telecamere sia il datalogger, attraverso uno switch, possono essere connessi ad un modem-router 3G, che permetterà la connessione da remoto e la trasmissione dei dati sfruttando il segnale di un operatore di telefonia mobile.

7.2.3 Manutenzione

Nella scelta della strumentazione high – tech, è opportuno preferire dispositivi in grado di operare in condizioni ambientali estreme per conferire un alto grado di affidabilità al sistema con ridottissima manutenzione. L'attività regolare d'invio può essere presa in considerazione per mantenere sotto controllo il corretto funzionamento.

8. ASPETTI GESTIONALI DEI CENTRI DI RIPRODUZIONE

I centri di riproduzione necessitano di gestione in base alle loro caratteristiche strutturali, vasche interne o stagni esterni, e in base al ciclo biologico dei gamberi, nonché rispetto alla quotidianità per quanto concerne l'alimentazione dei gamberi.

8.1 Gestione dei riproduttori

8.1.1 Variabilità genetica

La scelta dei riproduttori inizia con lo studio della variabilità genetica delle popolazioni naturali precedentemente individuate sul territorio (cfr. § 4.4.1) e sulle quali sono già stati effettuati monitoraggi e stime di abbondanza (CPUE). Tali procedure permettono di prelevare gamberi riproduttori da popolazioni geneticamente compatibili ed evitare i già citati problemi derivanti da *inbreeding depression* o da *outbreeding depression* (cfr. § 4.4.2).

8.1.2 Scelta dei riproduttori

Sulla scorta dei dati emersi dalle analisi genetiche e dalle stime di abbondanza sulle popolazioni che dovranno essere svolte precedentemente alle catture, si devono valutare ed identificare le migliori popolazioni strutturate e geneticamente compatibili. Al fine di non depauperare le popolazioni naturali deve essere prelevata una quantità di gamberi inferiore al 10% della popolazione, stimata per ogni corso d'acqua (Reynolds e Souty-Grosset, 2012). Possibilmente vanno inoltre prelevati su un lungo tratto (almeno 200 m) oppure da diversi torrenti dello stesso bacino idrografico.

È necessario inoltre svolgere sulle popolazioni di origine accertamenti da un punto di visto sanitario, in particolare che i gamberi non siano affetti o vettori di *Aphanomyces astaci* e che presentino una bassa incidenza di altri parassiti (es. *Thelohania* spp. <10% nella popolazione).

Le catture di individui maschi e femmine, sessualmente maturi (cfr. § 1.6), vanno effettuate dalla tarda estate fino all'inizio dell'autunno, in relazione alla zona geografica, quindi da fine agosto a metà ottobre circa. I prelievi dei riproduttori vanno svolti preferibilmente durante le ore notturne con l'ausilio di apposite fonti luminose, in modo da avere a disposizione una maggiore quantità di gamberi attivi e di conseguenza una maggiore scelta. Dopo il trasporto al centro di riproduzione, devono essere suddivisi e separati per sesso e per torrente di provenienza.

Prima della loro introduzione nelle vasche o stagni di allevamento, si provvede a rilevarne il sesso, la lunghezza totale e quella cefalotoracica (in mm), il peso (in g) e qualsiasi altra informazione utile al loro riconoscimento (mutilazioni, malformazioni, anomalie di colore). È preferibile effettuare una marcatura con saldatore a caldo ponendo un singolo segno distintivo sulla paletta del telson, in modo da poter distinguere gli individui per corso di provenienza senza causare eccessivo stress soprattutto alle femmine nel periodo delicato della riproduzione (cfr. Fig. 10b). Questo tipo di marcatura rimane almeno per alcune mute e quindi tutto il tempo necessario di allevamento. Le femmine sono inoltre contraddistinte individualmente anche con una marcatura costituita da numerazione progressiva utilizzando un pennarello idroresistente sul cefalotorace, in modo da poterle distinguere durante i successivi controlli dopo l'accoppiamento e per la produzione di uova (Fig. 23). Nonostante questo tipo di marcatura sia temporaneo, risulta comunque efficace poiché la muta, e quindi la perdita del numero di marcatura, avverrà solo dopo il rilascio delle larve.

Il rapporto sessi impiegato è circa 2:1 in favore delle femmine, allo scopo di utilizzare la poligamia che caratterizza le popolazioni naturali di questa specie per ottenere un maggior numero di femmine fecondate.

Si ricorda (cfr. § 1.6) che la maturità sessuale viene raggiunta nella terza-quarta estate di vita, allorché i maschi hanno raggiunto una lunghezza totale di circa 60-65 mm e le femmine di circa 55-60 mm (Nardi *et al.*, 2004; Ghia *et al.*, 2015).

FIGURA 23. Gamberi marcati individualmente con pennarello idroresistente.



8.1.3 Fasi dell'allevamento

Nei centri di riproduzione vanno svolte le principali attività in base al ciclo biologico dei gamberi, in particolare al ciclo riproduttivo, all'incubazione delle uova e alle prime fasi di crescita dei piccoli.

Quindi si evidenziano di seguito le fasi principali da svolgere (Tab. 14):

- agosto-settembre-ottobre: cattura dei riproduttori e loro introduzione nelle vasche di allevamento, oppure in stagni esterni;
- ottobre-novembre: introduzione nelle medesime vasche di maschi e femmine insieme e quindi avvio della riproduzione;
- aprile-maggio: monitoraggio delle femmine ovigere e prelievo dei maschi (e delle femmine non ovigere) per il ritorno nei torrenti di origine;
- luglio: verifica dello status dei piccoli e prelievo delle femmine per il ritorno nei torrenti di origine;
- settembre: prelievo dei piccoli gamberi di circa 3 mesi di età.

Dopo il prelievo dei piccoli, le vasche esterne vengono pulite e prosciugate per due settimane prima di riattivare un nuovo ciclo produttivo.

TABELLA 14. SCHEMA DELLE FASI SULLA BASE DELLA DIVERSA TIPOLOGIA DI ALLEVAMENTO.

TIPOLOGIA DI ALLEVAMENTO		
periodo	vasche interne	stagni esterni
agosto-settembre	cattura dei riproduttori	cattura dei riproduttori
settembre-ottobre	mantenimento dei gamberi separati per sesso	maschi e femmine insieme
ottobre	maschi e femmine insieme	--
dicembre	monitoraggio delle femmine ovigere e allontanamento dei maschi in altre vasche	--
aprile-maggio	monitoraggio delle femmine ovigere e ritorno dei maschi nei torrenti di origine	monitoraggio delle femmine ovigere e prelievo dei maschi per il ritorno nei torrenti di origine
luglio	verifica della presenza dei piccoli e allontanamento delle femmine in altre vasche o per il ritorno nei torrenti di origine	verifica della presenza dei piccoli e allontanamento delle femmine in altre vasche o per il ritorno nei torrenti di origine
settembre	prelievo dei piccoli gamberi di circa 3 mesi di età	prelievo dei piccoli gamberi di circa 3 mesi di età

8.2 Gestione del novellame

Va ricordato che alla schiusa delle uova, le larve rimangono attaccate all'addome materno ancora per una decina di giorni. Solo dopo aver raggiunto la 3^a fase di muta, le larve diventano gamberi a vita libera (cfr. § 1.6). Soprattutto nel primo periodo, i giovanissimi gamberi necessitano di un numero elevato di rifugi di piccole dimensioni (es. canalicchi di ceramica per acquario, piccoli pezzi tagliati da tubi per irrigazione – Fig. 24) e, se possibile di piante acquatiche. Parallelamente l'alimentazione va effettuata con cibo di granulometria fine (sfarinato o microgranuli di pellet).



FIGURA 24. Rifugi per giovani gamberi.

8.3 Gestione periodica

Prima dell'immissione dei riproduttori, soprattutto gli stagni esterni vanno opportunamente naturalizzati mediante fascine e fogliame che servono da substrato per i gamberi stessi e per lo sviluppo di piccoli macroinvertebrati (es. Chironomidae) che servono da cibo per i gamberi.

Assolutamente indispensabili sono le strutture di rifugio per i gamberi, che hanno bisogno di nascondigli sicuri dove potersi riparare sia dai propri simili (soprattutto in occasione della muta), sia dalla luce diretta del sole. Possono essere utilizzati diversi materiali, dai mattoni forati di differente dimensione e misura dei fori a strutture in tubo di PVC; è fondamentale fornire un numero elevato di rifugi, maggiore del numero di gamberi presenti.

Per gli stagni esterni è necessario predisporre una copertura costituita da rete di tipo "anti-grandine" e/o da teli ombreggianti per evitare l'ovideposizione degli Odonati, le cui larve sono predatrici sui giovani gamberi. La copertura quindi va posizionata in corrispondenza dei periodi di ovideposizione degli Odonati in relazione alle diverse aree geografiche, generalmente da marzo a dicembre, e comunque prima di possibili nevicate che potrebbero danneggiare le strutture protettive (Fig. 25).

La gestione ordinaria (due volte/settimana) viene condotta al fine di controllare la portata idrica, l'eventuale mortalità dei riproduttori e di somministrare il cibo (periodo aprile-novembre). Nel caso di vasche interne si provvede inoltre a pulire il fondo dai possibili residui di cibo, che altrimenti contribuiscono a inquinare l'acqua delle vasche con formazioni di muffe. Un valido sistema è quello tramite asportazione per sifonamento del fondo. Per una corretta profilassi, ogni singola vasca deve essere corredata di proprie attrezzature.

FIGURA 25. Vasca di allevamento esterno (Prim'Alpe di Canzo, CO) corredata dai teli anti-grandine per evitare l'ovideposizione delle Libellule.



8.4 Alimentazione

L'alimentazione dei gamberi che vivono nelle vasche interne degli allevamenti viene assicurata grazie agli operatori che provvedono, anche al controllo dell'allevamento, almeno due volte alla settimana. In caso di stagni esterni, la somministrazione del cibo va effettuata soprattutto all'avvio dell'allevamento (settembre) e può essere dilazionata quando la fauna macrobenthonica è ben sviluppata e quindi svolge la funzione di cibo per i gamberi.

Il consumo medio giornaliero delle larve e dei giovani gamberi di una e due estati stabulati in intensivo è circa il 5% del loro peso vivo; quello degli adulti invece è mediamente pari al 3-4% del loro peso vivo; per le femmine il discorso è diverso, queste infatti nel periodo in cui sono ovigere consumano solo lo 0,2-0,4% del loro peso vivo e ciò fino alla schiusa delle uova (De Luise, 2012).

Per la scelta del cibo artificiale si devono prendere in considerazione le seguenti caratteristiche: la completezza, la consistenza e il bilanciamento (pensato secondo le esigenze nutritive della specie). Di solito il cibo è distribuibile sotto forma di pellet di diversa granulometria e di consistenza tale da mantenersi compatto per almeno 48 ore.

8.5 Monitoraggio e indicatori di successo

Le fasi di monitoraggio sono estremamente importanti per valutare l'andamento dell'allevamento e della riproduzione, oltre a capire quali e quando sono sorti eventuali problemi, al fine di intervenire per migliorare le fasi successive.

Durante le fasi di allevamento è necessario rilevare alcune variabili, come nelle tabelle 15 e 16, per poter successivamente applicare gli indicatori di successo.

TABELLA 15. VARIABILI DA RILEVARE PER L'APPLICAZIONE DEGLI INDICATORI DI SUCCESSO.

Periodo	Variabili
ottobre (dopo la cattura dei riproduttori, al momento della loro immissione nelle vasche di allevamento)	
	• corso di provenienza (n° marcatura del telson) • n° (pennarello) • sesso • lunghezza totale LT in mm • lunghezza cefalotorace LC in mm • peso in g • maturazione • note (es. assenza o rigenerazione di chele)
maggio (se possibile, identificare i gamberi in base al numero di pennarello o altra marcatura)	
	• corso di provenienza (n° marcatura del telson) • sesso • lunghezza totale LT in mm • lunghezza cefalotorace LC in mm (in caso di femmine ovigere) • peso in g • uova: poche (< 15); medie (15-40); tante (>40) • note (es. assenza o rigenerazione di chele)
luglio (almeno qualche settimana dopo la schiusa delle larve)	
	• corso di provenienza (n° marcatura del telson) • sesso • lunghezza totale LT in mm • lunghezza cefalotorace LC in mm • peso in g • note (es. assenza o rigenerazione di chele)
settembre (conteggio dei giovani gamberi 0+)	
	• corso di destinazione • sesso • lunghezza totale LT in mm • note (es. assenza o rigenerazione di chele)

TABELLA 16. BANCA DATI E LEGENDA.

Tabella "allevamento"									
ID	centro di riproduzione	tipo	anno	Ntot_aut	Nf_aut	Ntot_pri	Nf_pri	Nf_ov_pri	Njuv_3mesi
1	...	...	...	...	...	...	...	...	...
2	...	...	...	...	...	...	...	...	...
...	...	...	...	...	...	...	...	...	...
Tabella "riproduttori"									
ID	centro di riproduzione	tipo	anno	LT mm	Sesso	clade	corso provenienza	bacino provenienza	SIC provenienza
1	...	...	...	...	...	...	...	...	...
2	...	...	...	...	...	...	...	...	...
...	...	...	...	...	...	...	...	...	...
Tabella "semina"									
ID	centro di riproduzione	tipo	anno	LT mm	Sesso	data semina	corso semina	bacino semina	SIC semina
1	...	...	...	...	...	...	...	...	...
2	...	...	...	...	...	...	...	...	...
...	...	...	...	...	...	...	...	...	...
Tabella "immissioni"									
ID	data prelievo	corso di provenienza	bacino di provenienza	LT mm	Sesso	clade	data immissione	corso di immissione	bacino immissione
1	...	...	...	...	...	...	...	...	...
2	...	...	...	...	...	...	...	...	...
...	...	...	...	...	...	...	...	...	...

LEGENDA

Tabella "allevamento"	
tipo	= specificare se il ciclo riproduttivo avviene in: vasche interne, stagno esterno, entrambi
anno	= anno del ciclo riproduttivo es. 2012-2013 (da settembre 2012 a settembre 2013)
Ntot_aut	= numero totale dei gamberi riproduttori presenti nel centro di allevamento in autunno
Nf_aut	= numero delle femmine riproduttrici presenti nel centro di allevamento in autunno
Ntot_pri	= numero totale dei gamberi riproduttori presenti nel centro di allevamento la primavera successiva
Nf_pri	= numero delle femmine riproduttrici presenti nel centro di allevamento la primavera successiva
Nf_ov_pri	= numero delle femmine riproduttrici ovigere presenti nel centro di allevamento in primavera successiva
Njuv_3mesi	= numero dei piccoli gamberi all'età di 3 mesi circa
NOTE	= indicare se i numeri dei gamberi in primavera sono quelli effettivi oppure, nel caso delle vasche esterne semi-naturali , un campione rappresentativo (es. gamberi presenti nei rifugi/mattoni)
Tabella "riproduttori"	
LT mm	= lunghezza totale (dall'apice del rostro al telson) in mm nel caso le lunghezze siano del cefalotorace, specificare LC invece di LT
Sesso	= maschio: m; femmina: f
clade	= indicare il clade risultato dalle analisi genetiche
SIC di provenienza	= indicare il nome oppure il codice del SIC; "no" nel caso di provenienza esterna a SIC
Tabella "semina"	
LT mm	= lunghezza totale (dall'apice del rostro al telson) in mm nel caso le lunghezze siano del cefalotorace, specificare LC invece di LT
Sesso	= maschio: m; femmina: f
SIC di semina	= indicare il nome oppure il codice del SIC
Tabella "immissioni"	
LT mm	= lunghezza totale (dall'apice del rostro al telson) in mm nel caso le lunghezze siano del cefalotorace, specificare LC invece di LT
Sesso	= maschio: m; femmina: f
clade	= indicare il clade risultato dalle analisi genetiche
SIC di provenienza	= indicare il nome oppure il codice del SIC; "no" nel caso di provenienza esterna a SIC
SIC di immissione	= indicare il nome oppure il codice del SIC

Basandosi su uno studio sul ciclo riproduttivo di *A. pallipes* in ambiente naturale (Neveu, 2007) sono stati desunti e adattati i seguenti indicatori di successo.

SUCCESSO RIPRODUTTIVO (= frazione di femmine ovigere)

$$\frac{nf_{ov}}{nf_{aut}}$$

dove:

nf_{ov} = numero di femmine ovigere presenti nel centro di riproduzione a maggio-giugno (es. 2013)

nf_{aut} = numero di femmine riproduttive presenti nel centro di riproduzione in autunno (es. 2012)

Per indicare successo il risultato della frazione deve essere $\geq 0,65$ (Neveu, 2007).

SUCCESSO PROLE (= numero di giovani pronti alla semina per femmina ovigera)

È il numero di giovani pronti alla semina a settembre (es. 2013) rispetto al numero di femmine ovigere presenti a maggio-giugno (es. 2013).

$$n_{juv} / n_{ov}$$

dove:

n_{juv} di circa tre mesi, con una lunghezza totale di circa 25-28 mm.

nf_{ov} = numero di femmine ovigere presenti nel centro di riproduzione a maggio-giugno

Per indicare successo il risultato della frazione deve essere ≥ 15 .

SUCCESSO PRODUZIONE NOVELLAME (TOTALE) (= numero di giovani pronti alla semina)

È il numero di giovani pronti alla semina rispetto allo stock potenziale di uova in autunno (es. 2012).

Considerata la relazione:

$$y = 3.4319 * L_t - 180,37 \quad (n = 40, R^2 = 0,68; \text{dati non pubblicati, Università di Pavia})$$

dove:

y = numero di uova emesso in autunno per ogni femmina

L_t = lunghezza totale (mm) della femmina ovigera

il numero di giovani gamberi n_{juv} di circa tre mesi (con una lunghezza totale di circa 25-28 mm) pronti ad essere seminati (es. settembre 2013), sarà:

$$n_{juv} / \sum_{i=1}^N y_i$$

dove: $N = nf_{aut}$ = numero di femmine riproduttive presenti nel centro di riproduzione in autunno (es. 2012)

Per indicare successo il risultato della frazione deve essere $\geq 0,08$ (0,12 rispetto a Neveu, 2007).

SUCCESSO FRAZIONE NOVELLAME (PARZIALE) (= numero di giovani pronti alla semina)

Considerata la relazione:

$$y = 3.4319 * L_t - 180,37 \quad (n = 40, R^2 = 0,68; \text{dati non pubblicati, Università di Pavia})$$

dove:

y = numero di uova emesso in autunno per ogni femmina

L_t = lunghezza totale (mm) della femmina ovigera

il numero di giovani gamberi n_{juv} di circa tre mesi (con una lunghezza totale di circa 25-28 mm) pronti ad essere seminati, sarà:

$$n_{juv} / \sum_{i=1}^N y_i \quad (\text{da Neveu, 2007})$$

dove:

$N = nf_{ov}$ = numero di femmine ovigere presenti nel centro di riproduzione a maggio-giugno

Per indicare successo il risultato della frazione deve essere $\geq 0,18$.

INDICE STOCK UOVA

È la frazione dello stock potenziale di uova a maggio-giugno (es. anno 2014) rispetto allo stock potenziale di uova in autunno (es. anno 2013).

Considerata la relazione:

$$y = 3,4319 * L_t - 180,37 \quad (n = 40, R^2 = 0,68; \text{dati non pubblicati, Università di Pavia})$$

dove:

y = numero di uova emesso in autunno per ogni femmina

L_t = lunghezza totale (mm) della femmina ovigera

$$\sum_{i=1}^{N_{ov}} y_i \bigg/ \sum_{i=1}^{N_{aut}} y_i$$

dove:

$N_{aut} = n_{f_{aut}}^f$ = numero di femmine riproduttive presenti nel centro di riproduzione in autunno (es. anno 2013)

$N_{ov} = n_{f_{ov}}^f$ = numero di femmine ovigere presenti nel centro di riproduzione a maggio-giugno (es. anno 2014).

9. SCOPI ED OBIETTIVI GENERALI: I PIANI DI REINTRODUZIONE *SENSU IUCN*

Una delle strategie principali di conservazione di specie minacciate a livello locale è rappresentata da quelli che vengono comunemente definiti interventi di reintroduzione/rinforzo delle popolazioni ovvero il tentativo di ricostituire una popolazione in una area che un tempo era parte del suo areale storico, ma da cui si è estinta o l'aggiunta di individui ad una popolazione già esistente per rafforzarla (*cfr.* § 6).

Lo scopo principale di qualsiasi intervento di reintroduzione è quello di ristabilire una popolazione naturale vitale, di una specie che risulta, a livello globale o locale, gravemente minacciata, in via di estinzione o estinta in natura. La popolazione, quindi, è reintrodotta all'interno del suo habitat naturale e richiede necessariamente una gestione minima a lungo termine. Le reintroduzioni si prefiggono i seguenti fini:

- mantenimento della biodiversità attraverso la conservazione dei *taxa* minacciati;
- ricostituzione della complessità e della funzionalità dei sistemi naturali come elemento in grado di favorire la loro stabilità;
- sensibilizzazione dell'opinione pubblica nei confronti dei problemi della conservazione;
- miglioramento della qualità della vita umana sotto il profilo estetico e culturale;
- possibilità di fruizione economica diretta o indotta;
- miglioramento delle conoscenze scientifiche.

Tali interventi, se condotti senza adeguate basi scientifiche ed una specifica programmazione, possono tuttavia determinare i seguenti effetti negativi:

- introduzione di fattori di disequilibrio nella struttura e nella funzionalità delle zoocenosi;
- inquinamento genetico delle forme autoctone conspecifiche in seguito ad espansione delle popolazioni reintrodotte, con possibile perdita di caratteri adattativi relativi a determinate realtà ambientali;
- diffusione di agenti patogeni responsabili di epidemie e zoonosi.

La realizzazione di programmi di reintroduzione non può prescindere dall'applicazione di un protocollo organizzato in una successione logico-temporale. Le fasi di tale protocollo potranno essere sviluppate in maniera più o meno estesa ed approfondita in relazione alle caratteristiche del *taxon* oggetto della reintroduzione. Una reintroduzione richiede un approccio multidisciplinare che coinvolge un team di persone con background diverso. Oltre a personale della pubblica amministrazione, vanno inclusi tecnici, enti pubblici e privati di finanziamento, università, istituti veterinari e zoo (e allevatori privati), con adeguate competenze. Occorre prevedere un coordinamento tra i responsabili di ogni gruppo e un corretto piano di comunicazione del progetto.

Tali piani devono comprendere le seguenti fasi (*Fig. 26*):

- studio di fattibilità;
- progetto esecutivo;
- realizzazione;
- monitoraggio ex-post.



FIGURA 26. Fasi di un programma base di reintroduzione/rinforzo faunistico *sensu* IUCN/SSC (2013).

9.1 Studio di fattibilità

Lo studio di fattibilità prevede la valutazione, attraverso l'analisi critica di tutti gli elementi necessari, dell'opportunità e della possibilità tecnica ed economica di realizzare il progetto di reintroduzione. Nello studio di fattibilità degli interventi di conservazione *in situ* occorre valutare sia i costi biologici sia quelli socio-economici (IUCN/SSC, 2013).

Costi biologici. Al fine di stabilire se la reintroduzione, vista come ulteriore fonte di squilibrio, rientra in un normale processo di assestamento ecologico oppure se la scomparsa della specie non sia più recuperabile in termini ecologici, è essenziale determinare le interazioni tra le caratteristiche biologiche della specie e le caratteristiche dell'habitat e valutare attentamente se le cause che hanno portato alla rarefazione o all'estinzione siano state rimosse (alterazione dell'habitat, captazione idrica, inquinamento e presenza di eventuali specie alloctone). L'intervento deve essere quindi progettato con una buona conoscenza della distribuzione, storica e attuale, della specie. Sono di aiuto i modelli di sviluppo demografico delle popolazioni per ottimizzare la fase esecutiva della reintroduzione sia in termini qualitativi (individui adulti traslocati, individui adulti allevati in cattività oppure novellame), sia quantitativi (il numero d'individui).

Costi economici e sociali. Per la riuscita di una reintroduzione è necessario che siano soddisfatte due condizioni:

- una adeguata disponibilità economica per tutte le fasi dell'operazione;
- la non opposizione della popolazione locale, o meglio ancora il suo coinvolgimento e la sua cooperazione.

Dopo aver verificato la fattibilità tecnico-scientifica dell'intervento occorre definire l'organigramma del personale da coinvolgere nel progetto e determinare i costi. Bisogna valutare attentamente i costi di riqualificazione ambientale e ove possibile definire una scala di priorità d'intervento in relazione alle esigenze della specie e ai costi previsti. Spesso i progetti devono necessariamente essere a lungo termine e quindi richiedono risorse finanziarie e appoggio tecnico/amministrativo/politico per lunghi periodi. Si deve considerare l'impatto visivo ed emotivo della specie reintrodotta, soprattutto se tra le cause di estinzione vi è il fattore umano (es. prelievo). Nelle misure per contrastare il bracconaggio vi sono le campagne di divulgazione e sensibilizzazione dell'opinione pubblica, con il coinvolgimento di organi di gestione e sorveglianza come pure di organizzazioni scientifiche e associazioni naturalistiche. Una mancata comunicazione nei confronti della popolazione locale può determinare il fallimento del progetto.

Nello specifico, un corretto studio di fattibilità deve tenere in considerazione tutti gli stadi dettagliati in tabella 17.

TABELLA 17. ELENCO DELLE FASI DA CONSIDERARE NELLO STUDIO DI FATTIBILITÀ.

Esposizione critica delle motivazioni dell'intervento	Individuazione dei probabili motivi che hanno portato all'estinzione locale della specie e loro collocazione temporale
Inquadramento intervento nelle strategie di conservazione a livello locale, nazionale ed internazionale	Analisi della compatibilità tra la reintroduzione e gli indirizzi conservazionistici gestionali delle Amministrazioni locali e nazionali
Valutazione dello <i>status</i> legale del taxon	La protezione della specie a livello regionale e nazionale dovrebbe garantire la salvaguardia degli individui reintrodotti
Indagine storica sulla specie nell'area di interesse	Studio di: posizione sistematico-tassonomica della popolazione originariamente presente; distribuzione pregressa; caratteristiche ambientali presenti nell'area nel periodo precedente l'estinzione e il declino locale della popolazione; cause e periodo di estinzione
Verifica della disponibilità di gamberi fondatori	I requisiti della popolazione fondatrice devono essere: (i) appartenenza allo stesso ESU (cfr. § 2.2); (ii) appartenenza ad una popolazione per la quale il prelievo dei fondatori non costituisca un sostanziale fattore di rischio; (iii) provenienza da aree con condizioni ecologiche il più possibile simili a quelle dell'area di intervento; (iiii) appartenenza ad una popolazione la cui idoneità sanitaria sia stata verificata con indagini mirate, condotte su base campionaria
Analisi dei parametri biologici	Studio delle esigenze ecologiche della specie in relazione ai siti previsti per la reintroduzione e studio della capacità portante di questi ultimi
Accertata rimozione o concreta possibilità di rimozione delle cause di estinzione locale	La presenza di aree protette e la gestione attuale della specie dovrebbero garantire la sua persistenza
Stima delle dimensioni della minima popolazione vitale (M.V.P.)	Studio di popolazione. Valutazione del numero minimo di individui da reintrodurre al fine di costituire una popolazione o un insieme di popolazioni contigue (metapopolazione) vitali ben strutturate
Individuazione dell'area di reintroduzione	Verifica della vocazionalità del territorio e analisi delle caratteristiche dell'habitat dell'area, anche mediante applicazione di modelli di idoneità ambientale (cfr. § 5.4)
Verifica idoneità dell'area da un punto di vista sanitario	Indagini mirate, condotte su base campionaria, nei confronti delle popolazioni locali o analisi per accertare l'assenza di patogeni su altre specie che sono portatori sani
Verifica adeguatezza del quadro legale ed eventualmente delle possibilità di modifiche ed integrazioni	Reintroduzione di specie protetta in area protetta
Valutazione adeguatezza del quadro socio-culturale e della possibilità di realizzare interventi di educazione e sensibilizzazione	Analisi del quadro socio-culturale delle popolazioni locali, che molto spesso vedono il divieto di cattura come una limitazione alle tradizioni locali, senza porre l'attenzione sulle condizioni di criticità in cui verte la specie
Valutazione dei potenziali effetti della reintroduzione sulle diverse componenti della biocenosi	Analisi di eventuali effetti negativi sulle biocenosi già presenti nell'area di reintroduzione
Verifica compatibilità con altri progetti di conservazione che interessano l'area	Analisi e valutazione di eventuali interazioni negative con progetti già avviati
Valutazione potenziali effetti della reintroduzione su attività antropiche di interesse economico nell'area	Analisi di eventuali effetti negativi sulle attività antropiche locali di valore economico
Verifica possibilità di attuazione di interventi di controllo della popolazione.	Eventuale risarcimento in caso di danni ad attività antropiche. Trasferimento di individui in caso eventuale di sovrannumero

9.2 Progetto esecutivo

Dopo aver verificato la fattibilità tecnico-scientifica della reintroduzione, il progetto vero e proprio dovrà prevedere tutte le azioni e le componenti operative che saranno coinvolte nella reintroduzione. Esse comprendono:

- organigramma del personale da coinvolgere;
- la pianificazione di tutti gli interventi necessari per rimuovere le cause di estinzione;
- la definizione di eventuali interventi di riqualificazione ambientale finalizzati al miglioramento dell'idoneità dell'area di reintroduzione;
- la definizione di una gerarchia delle fonti per lo stock di fondatori, in base ad analisi tassonomica, conservazionistica, ecologica, genetica, demografica e sanitaria;
- la definizione della consistenza minima e della struttura (rapporto sessi, rapporto tra individui in età riproduttiva, giovani e novellame) dello stock di fondatori e del calendario delle immissioni. Tali parametri dovranno essere valutati in base alle previsioni dei modelli di accrescimento del gambero di fiume presenti in letteratura ed a considerazioni di carattere genetico, al fine di costituire una minima popolazione vitale ben strutturata;
- individuazione di indicatori che valutino la riuscita della reintroduzione.

Il progetto esecutivo dovrà stabilire:

- ruoli e responsabilità tecnico-legali con eventuale adeguamento del quadro normativo;
- informazione e coinvolgimento delle amministrazioni pubbliche, enti ed associazioni interessate al progetto e territorialmente competenti;
- informazione e sensibilizzazione della popolazione locale;
- seminari formativi per il personale coinvolto nelle operazioni;
- interventi di riqualificazione dell'habitat al fine di favorire l'insediamento dei fondatori;
- scelta dello stock di rilascio (riproduttori o novellame);
- tempi, cattura e trasporto dei fondatori;
- tempi, siti e rilascio dei fondatori con eventuale marcatura;
- controlli sanitari in tutte le fasi operative di cattura, trasporto e rilascio dei fondatori;
- piano di monitoraggio degli individui rilasciati e delle fasi iniziali di accrescimento della nuova popolazione, in grado anche di orientare e migliorare gli interventi nelle fasi successive;
- piano finanziario di tutti gli interventi previsti, compresi i costi dei materiali e del monitoraggio post-rilascio.

Segue poi la realizzazione delle fasi previste e la stesura dei relativi rapporti tecnici di documentazione, oltre ad eventuali pubblicazioni scientifiche.

9.3 Monitoraggio ex-post

Il programma di monitoraggio deve essere parte integrante del progetto di reintroduzione e prevedere una valutazione critica dei risultati attesi. È evidente che il successo finale di una reintroduzione sia la costituzione di una popolazione strutturata e autosufficiente, ma il controllo delle fasi che portano a questo è ugualmente importante per l'individuazione di eventuali punti deboli e per una loro risoluzione.

Il monitoraggio deve essere sviluppato sulla base degli indicatori individuati nel progetto esecutivo. Il monitoraggio di questi indicatori può essere campionario o complessivo (su parte o su tutti gli individui rilasciati), diretto o indiretto (attraverso osservazioni o rinvenimenti di segni di presenza), a breve o a lungo termine. Le scelte dipendono evidentemente dalle risorse finanziarie disponibili, ma anche dalla contattabilità della specie e dalle sue caratteristiche biologiche (alto o basso tasso riproduttivo, alta o bassa selettività ambientale). I monitoraggi non devono essere svolti solo ed esclusivamente per valutare la popolazione neocostituita, ma anche per verificare che le condizioni ambientali si mantengano idonee alla specie ed eventualmente effettuare interventi in corso d'opera per migliorarle ulteriormente. È importante valutare anche le interazioni con le altre specie, verificando l'impatto che la specie reintrodotta ha determinato realmente.

I monitoraggi devono avere durata pluriennale, soprattutto se si vuole valutare l'evoluzione demografica della popolazione e non il semplice insediamento nel sito di rilascio.

Nel caso i censimenti indichino una mancata naturalizzazione o una mancata crescita della popolazione, è opportuno che il programma di monitoraggio preveda interventi di sostegno tra cui anche l'eventuale rilascio di individui aggiuntivi, a meno che non venga individuata una causa non eliminabile di fallimento dei rilasci. È in ogni caso indispensabile che l'ambito scientifico venga informato sia dei tentativi riusciti sia di quelli falliti, in modo da agevolare la pianificazione e l'esecuzione di altri programmi.

10. IL PROGETTO DI REINTRODUZIONE DEL GAMBERO DI FIUME

Oltre una cinquantina di progetti di reintroduzione sono stati svolti in Europa (Souty-Grosset e Reynolds, 2010) e grazie all'analisi di questi casi studio è stato possibile individuare quali fasi percorrere e quali punti considerare perché il progetto sia concretizzato con successo. Le tre fasi principali già considerate (cfr. § 9) costituiscono la struttura portante: studio di fattibilità, progetto esecutivo, monitoraggio *ex-post*.

10.1 Studio di fattibilità

Si devono innanzitutto prevedere incontri di consultazione con gli enti governativi, i portatori d'interesse (*stakeholders*) e la popolazione locale (studio di fattibilità a livello sociale, cfr. § 9.1) e vanno richiesti e ottenuti i permessi necessari in tutte le successive fasi del progetto (studio di fattibilità a livello delle normative, cfr. §§ 3 e 9.1). Uno studio pilota per accertare l'assenza di gamberi autoctoni, alloctoni e di segni di afanomicosi, insieme a valutazioni di miglioramento ambientale costituiscono i punti di partenza necessari (studio di fattibilità a livello della specie).

10.1.1 Valutazione dei siti di rilascio

Se le operazioni di reintroduzione sono state progettate sulla base di esigenze locali, ad esempio rispondendo ad un'esigenza di un'area protetta che abbia valutato positivamente l'opportunità di reintrodurre il gambero di fiume, la scelta del sito di rilascio sarà relativamente obbligata e le ulteriori valutazioni riguarderanno le probabilità di riuscita della reintroduzione in una delle aree disponibili. Se il progetto di reintroduzione fa invece parte di un programma più ampio, anche la scelta del sito (o dei siti) di rilascio costituisce un'ulteriore variabile ed avrà una grande influenza sulla probabilità di successo della reintroduzione. Importante può risultare la qualità e la continuità dell'habitat nella zona di rilascio. La valutazione della qualità dovrà essere effettuata attraverso la valutazione della disponibilità delle risorse alimentari, della struttura del corpo idrico e della copertura vegetazionale.

Più complessa è invece la valutazione dell'isolamento geografico del sito (es. *ark site*, cfr. §. 6.1.2), necessario per contrastare a lungo termine la minaccia della diffusione delle specie di gambero alloctone. In molti casi è inverosimile trovare siti idonei per la reintroduzione lontani almeno 20 km (Peay, 2003) dalle zone invase dai gamberi alloctoni. È quindi essenziale individuare barriere, in questo caso, utili a contrastare/fermare la dispersione delle specie invasive, come cascate invalicabili o condotte sotterranee, fermo restando che i corsi d'acqua comunque costituiscono dei corridoi naturali e che i gamberi alloctoni riescono a risalire i torrenti aggirando alcuni ostacoli via terra o grazie all'intervento dell'uomo (Kozác *et al.*, 2011).

In sintesi:

- i siti devono essere localizzati nel range naturale della specie, ma al momento del progetto non devono ospitare popolazioni di gambero. I siti di presenza storica della specie devono essere considerati prioritari;
- non devono essere presenti specie alloctone di gambero entro i 50 km lungo le vie d'acqua, o almeno 20 km, secondo Peay (2003); isolamento geografico del sito (Souty-Grosset e Reynolds, 2010);
- i siti devono essere idonei dal punto di vista ambientale e da quello idrico (secondo le direttive europee, es. Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE), incluso un basso rischio di inquinamento;
- l'idoneità del sito deve considerare anche i meso e i micro-habitat per lo sviluppo e l'espansione della popolazione (es. fessure tra le rocce, grassi massi, ciottoli e ghiaia per gli adulti; radici sottili, briofite, lettiera di foglie e sabbia per i giovani);
- vanno previste misure gestionali su altre specie, orientate al controllo dei competitori e dei predatori, fino alla eliminazione di competitori di origine alloctona (es. attento controllo delle semine di avannotti di Trota, possibili portatori di afanomicosi, cfr. § 2.4).

Nello specifico l'idoneità ambientale sarà valutata in riferimento agli esiti dello studio di fattibilità (cfr. § 9.1). Nella tabella 18 sono riassunti i requisiti ambientali minimi di idoneità per il gambero di fiume, risultati dal Progetto CRAINat.

TABELLA 18. REQUISITI AMBIENTALI MINIMI DI IDONEITÀ PER IL GAMBERO DI FIUME, RISULTATI DAL PROGETTO CRAINat.

FATTORE	ADATTO	NON ADATTO
Qualità dell'acqua	• acque ben ossigenate, mesotrofiche • pH compreso nell'intervallo tra 6,5-9 • basso rischio di inquinamenti puntiformi • assenza di scarichi che conducono ad un alto valore del BOD, come scarichi di fattorie o di allevamenti ittici	• acque inquinate, eutrofiche, deossigenate • valori di pH al di fuori di questo intervallo • successioni storiche di eventi inquinanti con sostanze tossiche. Presenza di scarichi che conducono ad un alto valore del BOD
Quantità e regime delle acque	• acqua presente tutto l'anno • deflusso minimo idoneo	• acqua presente solo in alcuni periodi dell'anno • regime discontinuo, tendente ad eventi di piena, severi abbastanza da distruggere gli argini
Habitat, cibo e rifugi	• abbondanza e eterogeneità di rifugi, come massi, ciottoli, ghiaia, radici sommerse di alberi, cavità lungo le sponde • vegetazione ripariale ed acquatica lussureggiante che possa offrire rifugio e cibo • ricca comunità di invertebrati acquatici come fonte di cibo e calcio • habitat non dominato da vegetazione algale	• scarsità di rifugi, rocce prive di fessure o habitat artificiale • scarsa vegetazione ripariale ed acquatici • bassa densità nelle comunità di invertebrati • habitat dominato da vegetazione algale
Morfologia del corso d'acqua	• presenza di riva incavata • sponde ben vegetate • naturalità e stabilità delle rive • nessun intervento che possa causare la distruzione dei rifugi o degli argini	• erosione delle rive • scarsa vegetazione • cambiamenti nella struttura del corso d'acqua, es. deposizioni di sedimenti • lavori di canalizzazione

10.1.2 Valutazione delle popolazioni fonte di approvvigionamento dei riproduttori

Per progettare le reintroduzioni occorre innanzitutto accertare la disponibilità dei fondatori della nuova popolazione o ai fini di allevamento (cfr. § 8.1.2). È necessario distinguere se le reintroduzioni avvengono con soggetti provenienti da allevamento oppure mediante traslocazione di individui prelevati da ambienti naturali. A tal proposito va ricordato che l'allevamento sembra essere la migliore fonte di approvvigionamento per le reintroduzioni in futuro, poiché il numero di popolazioni idonee per il prelievo di riproduttori sarà sempre più basso e le pressioni per controllare le malattie saranno sempre più forti (Kozác *et al.*, 2011). Il prelievo in natura deve ovviamente essere sopportato dalla popolazione di origine, dalla quale deve essere prelevata una quantità di gamberi inferiore al 10% della popolazione, stimata per ogni corso d'acqua (cfr. § 4.3).

La scelta della popolazione di prelievo dipende:

- dalla distribuzione attuale del gambero di fiume nel territorio interessato e, in particolare, dalla individuazione di popolazioni sufficientemente abbondanti ed in grado di mantenersi anche in caso si verifichi un prelievo (e comunque non più del 10% deve essere prelevato);
- dall'appartenenza al medesimo ESU accertato dai risultati delle analisi genetiche (cfr. § 2.2);
- dall'assenza di alcun segno di afanomicosi, né di *Thelohania* oltre il 10% nella popolazione, che deve essere controllata comunque anche per altre eventuali malattie (cfr. § 2.4);
- dalle caratteristiche ambientali dell'area destinata al rilascio. Il caso ideale è che l'habitat del sito di rilascio e del sito di prelievo siano molto simili, così da facilitare l'acclimatazione dei soggetti traslocati, possibilmente afferenti allo stesso bacino idrografico;
- dalla distanza dal sito di rilascio. In caso sia possibile effettuare una scelta, alle distanze più brevi corrispondono minori rischi legati al trasferimento e, probabilmente, condizioni ecologiche e climatiche più simili.

In una situazione ideale, una popolazione abbondante con un'elevata variabilità genetica viene utilizzata come fonte di approvvigionamento per siti di reintroduzione idonei e molto vicini geograficamente/geneticamente (Fig. 27). Purtroppo, casi di questo tipo sono molto rari, per cui spesso occorre raggiungere un compromesso.



FIGURA 27. Requisiti minimi per la scelta delle popolazioni donatrici di riproduttori

Vanno richiesti ed ottenuti eventuali permessi necessari alla traslocazione di individui da un corso d'acqua all'altro. Le operazioni spesso sono agevolate quando i siti di prelievo rientrano nell'ambito di aree protette, quali parchi e riserve naturali.

Un'ulteriore scelta che va effettuata, caso per caso, è quella se utilizzare novellame oppure riproduttori. Nella tabella 19 si considerano i pro e i contro del materiale da reintroduzione.

TABELLA 19. PRO E CONTRO DELLE DIFFERENTI TIPOLOGIE DA UTILIZZARE PER LE REINTRODUZIONI (MODIFICATO DA KOZÁC ET AL., 2011).

Tipologia	Pro	Contro
gamberi allevati	- elevato numero di individui reintrodotti - possibile utilizzo di popolazioni locali in allevamenti regionali - stock di gamberi potenzialmente senza malattie	stoccaggio a lungo termine di novellame allevato in una popolazione in continuo declino può portare alla diminuzione della fitness della popolazione costituita
gamberi prelevati in natura	- impegno minore di risorse umane e attrezzature, quindi relativamente meno costosi - possibile utilizzo di popolazioni locali	- vero e proprio saccheggio di gamberi, se le popolazioni sono già poco abbondanti - problemi nell'identificare le popolazioni idonee (es. compatibilità genetica) - possibilità di diffondere malattie, compresa l'afanomicosi
novellame	- miglior adattamento al nuovo ambiente - limitata dispersione dall'area di rilascio, quindi monitoraggio relativamente più facile - elevato numero di individui reintrodotti - produzione da allevamento	- più facilmente predati - tempo maggiore per la costituzione di una popolazione stabile
riproduttori	- buona dispersione, quindi una colonizzazione più veloce - tempi più brevi per la costituzione di una popolazione stabile - bassa mortalità	- buona dispersione, quindi monitoraggio più difficile - reintroduzione di almeno 50-100 individui - aggressività dei maschi

10.2 Progetto esecutivo

Sulla base dei risultati dello studio di fattibilità, e in seguito a incontri tra i diversi enti e consulenti coinvolti, viene redatto il progetto esecutivo che ha lo scopo di dettagliare in modo preciso e puntuale le diverse azioni previste.

In sintesi, si definiscono e si organizzano le seguenti azioni:

- scelta dei siti di rilascio;
- scelta delle popolazioni donatrici;
- scelta dello stock di rilascio (riproduttori o novellame);
- eventuale pianificazione di tutti gli interventi necessari per rimuovere le cause di estinzione;
- definizione di eventuali interventi di riqualificazione ambientale finalizzati al miglioramento dell'idoneità del sito di reintroduzione;
- tempi, cattura e trasporto dei fondatori;
- tempi, siti e rilascio dei fondatori con eventuale marcatura;
- calendario dei rilasci;
- controlli sanitari in tutte le fasi operative di cattura, trasporto e rilascio dei fondatori.

Sono altrettanto importanti le componenti organizzative, finanziarie e sociali del progetto:

- organigramma del personale da coinvolgere, coordinamento e gestione;
- piano finanziario di tutti gli interventi previsti, compresi i costi dei materiali e del monitoraggio post-rilascio;
- ruoli e responsabilità tecnico-legali con eventuale adeguamento del quadro normativo;
- informazione e coinvolgimento delle amministrazioni pubbliche, enti ed associazioni interessate al progetto e territorialmente competenti;
- seminari formativi per il personale coinvolto nelle operazioni;
- informazione e sensibilizzazione della popolazione locale;
- piano di comunicazione e attività educative.

Le azioni di monitoraggio tecnico-scientifico sono fondamentali per una verifica costante delle fasi individuate nel progetto, senza la quale non verrebbero rilevate eventuali difficoltà o ritardi. Con un corretto monitoraggio delle azioni si prevede d'individuare tempestivamente l'insorgere di varie problematiche e poter sviluppare competenze e tecniche adeguate a risolverle. In sintesi:

- individuazione di indicatori che valutino la riuscita delle principali fasi del progetto e della reintroduzione;
- piano di monitoraggio degli individui rilasciati e delle fasi iniziali di accrescimento della nuova popolazione, in grado anche di orientare e perfezionare gli interventi nelle fasi successive.

10.2.1 Coordinamento e gestione

In tutti i progetti è fondamentale prevedere il coordinamento quale azione trasversale che si sviluppa durante tutto il periodo di attività, al fine di gestire le fasi tecnico-amministrative e i rapporti tra i referenti degli Enti e degli Istituti di ricerca coinvolti. Un controllo costante grazie a riunioni a cadenza regolare (es. bimestrale) permette di aggiornare i referenti circa andamento, sviluppi e problematiche e quindi sia di individuare e discutere eventuali ritardi o problematiche tecniche ed amministrative sia di condividere i possibili interventi risolutivi.

10.2.2 Piano finanziario

È essenziale produrre un dettagliato piano finanziario per tutte le azioni previste per il progetto di reintroduzione. I costi vanno descritti in modo particolareggiato elencando tutte le possibili voci: contratti a personale esterno, spese di viaggi e soggiorni, infrastrutture, materiali durevoli e di consumo, spese generali.

10.2.3 Ruoli e responsabilità tecnico-legali

Tutte le fasi di progetto dovranno essere svolte nel rispetto della normativa vigente a livello regionale, nazionale e internazionale (cfr. § 3). Dovranno essere coinvolti tutti gli Enti pubblici, per quanto di competenza. Nella tabella 20 sono riassunti i principali Enti da coinvolgere, in riferimento alle proprie specifiche responsabilità tecnico-legali.

TABELLA 20. RESPONSABILITÀ TECNICO-LEGALI DEI PRINCIPALI ENTI DA COINVOLGERE IN UN PROGETTO DI REINTRODUZIONE.

Ente	Principali competenza
Ministero dell'ambiente e della tutela del territorio e del mare	Verifica dello status delle specie minacciate
Gestori aree naturali protette / Enti Parco	Verifica del mantenimento della naturalità delle aree protette – autorizzazione all'accesso
Istituto Zooprofilattico	Diagnosi patologie legate alla fauna selvatica
ASL – servizi veterinari	Controllo gestione impianti acquacoltura e movimentazioni animali selvatici
Regione	Valutazione d'Incidenza
Provincia	Autorizzazione alla pesca elettrica Controllo ambientale per mezzo della Polizia Provinciale

10.2.1 Informazione e formazione dei soggetti coinvolti

Il personale coinvolto in tutte le fasi di progetto dovrà essere qualificato e/o esperto. Ciononostante è adeguato prevedere attività di formazione e aggiornamento, svolte dal personale degli Istituti di ricerca coinvolti, allo scopo di diffondere un quadro di competenze e conoscenze sulla specie, sull'habitat di riferimento, sulle tecniche e le criticità di conservazione. L'organizzazione di seminari dislocati sul territorio interessato si rende necessaria anche per fornire al personale e agli operatori tutte le informazioni necessarie per operare nella sorveglianza (cfr. §§ 10.3.4 - 10.3.7), nella gestione e nelle attività di educazione ambientale e per sviluppare un sistema diffuso e condiviso di competenze tra gli operatori istituzionali e associativi sul territorio. È inoltre un'occasione per presentare il progetto agli operatori locali.

10.2.4 Piano di comunicazione e sensibilizzazione della popolazione locale

Un corretto progetto di conservazione non può esulare dal coinvolgimento dei portatori di interesse (*stakeholders*) e dall'attuazione di misure di informazione, formazione ed educazione ambientale. Gli ambienti fluviali ed in particolare la risorsa acqua sono oggetto di numerosi sfruttamenti ad uso antropico (consumo umano, agricolo, industriale, energetico, ricreativo) che spesso risultano tra le minacce per la sopravvivenza della specie. Il coinvolgimento dei portatori di interesse, ad esempio attraverso l'apertura di tavoli tecnici di confronto o la stipula di "contratti di fiume", potrebbe rappresentare un mezzo per ridurre i conflitti di uso e favorire la conservazione della specie. Tutte le misure intraprese dovranno essere condivise con la cittadinanza. Solo la partecipazione e la reale motivazione della comunità locale potranno consentire in modo durevole il recupero e la salvaguardia della biodiversità fluviale. Dovranno quindi essere elaborati un piano di comunicazione ed un piano di educazione ambientale, coinvolgendo esperti del settore. Il piano di comunicazione deve descrivere in dettaglio i passi successivi da compiere per la disseminazione dei risultati del progetto e la strategia comunicativa da intraprendere per mantenere alto l'interesse negli *stakeholders* anche dopo la conclusione del progetto.

10.2 Realizzazione

La realizzazione vera e propria della reintroduzione è la concretizzazione delle fasi, già individuate e programmate in precedenza (cfr. §§ 10.1 e 10.2). Indipendentemente dalla scelta effettuata di reintrodurre e/o traslocare giovani e/o riproduttori, prima della reintroduzione tutti i gamberi vanno opportunamente identificati per provenienza, misurati in lunghezza totale (e/o del cefalotorace), pesati, sessati. Tutti i dati raccolti serviranno per la creazione di una banca dati utile all'aggiornamento di banche dati già esistenti presso le strutture universitarie, nonché al monitoraggio ex-post (cfr. § 8.5).

Le modalità di cattura devono essere valutate e scelte di caso in caso, in virtù dell'ambiente fluviale oggetto di intervento e della densità della popolazione (cfr. § 4.1).

Per evitare di trasferire individui con presenza di patologie, è opportuno procedere ad un controllo veterinario, se possibile già al momento della cattura. In questo tipo di operazioni è inevitabile che si verifichi una certa

mortalità, anche per fattori fisiologici al di fuori dal controllo degli operatori. È importante comprendere quali sono i fattori prossimi che agiscono nel determinare questa mortalità, per assicurare il successo dell'operazione, ma anche per trasmettere le informazioni alla comunità scientifica, così da migliorare anche l'efficacia di interventi futuri.

10.2.1 Stock idoneo di riproduttori e/o novellame

Di seguito si riassumono le principali indicazioni già ampiamente discusse nello studio di fattibilità (*cf.* § 10.1):

- caratterizzazione genetica della popolazione donatrice ed eventualmente di quelle ricettrici o del bacino di semina (*source* e *sink*, *cf.* § 4.5);
- utilizzare adulti, o idealmente una popolazione donatrice con tutte le classi di lunghezza/età bilanciate, con azioni ripetute di reintroduzione sull'arco temporale di almeno tre anni, nel periodo agosto – ottobre (Peay, 2003);
- utilizzare un rapporto di gamberi adulti M:F da 1:1 fino 1:3;
- utilizzare un range di classi di lunghezza/età;
- utilizzare almeno 50 - 100 individui adulti/anno.

10.2.2 Trasporto

Dopo che i gamberi sono stati catturati dai torrenti, bisogna procedere al loro trasporto presso un centro di riproduzione o prevedere una collocazione temporale, prima del loro rilascio. Se la collocazione è temporale, i gamberi dovranno essere messi nelle vasche con gli aeratori e i rifugi artificiali (mattoni). Se non già pronte, si ricorda che è importante preparare le vasche per la stabulazione almeno un paio di ore prima di introdurvi i gamberi; dovranno essere coperte con una rete per impedire che i gamberi si arrampichino lungo il tubo dell'aeratore e fuoriescano.

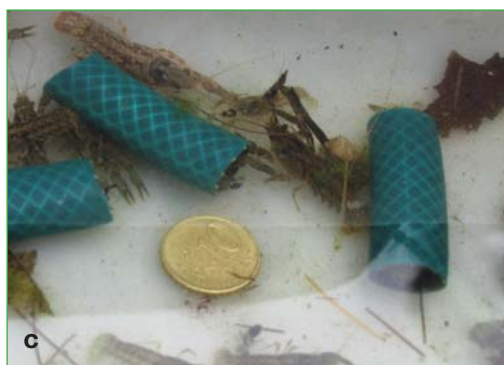
Questa fase pre-rilascio è essenziale per acquisire tutti i dati necessari per ogni gambero (*cf.* § 8.5): torrente di provenienza, sesso, lunghezza totale (e/o del cefalotorace), peso, eventuali mutilazioni (es. assenza di una chela). Questa fase è adatta inoltre per valutare eventuali patologie (es. Thelohaniosi, *cf.* § 2.4) e per provvedere, nel caso, alla marcatura dei gamberi (*cf.* § 4.3.3). Tutte queste operazioni vanno ovviamente svolte anche se i gamberi provengono dagli allevamenti.

Durante il trasporto vero e proprio, dai torrenti agli allevamenti e viceversa, bisogna minimizzare il disturbo o l'aggressione provvedendo a temperature basse e acqua proveniente dal corso di origine.

I gamberi devono essere collocati in bacinelle predisposte con circa 1 cm di acqua (presa dal torrente o dai centri di riproduzione) e sopra di loro riporre stracci bagnati in modo da garantire un tasso di umidità costante durante il trasporto (*Fig. 28a*).

Il novellame va trasportato allo stesso modo degli adulti, ma con l'aggiunta dei piccoli rifugi (cannolicchi per acquario, piccoli tubi di gomma) che sono stati utilizzati nella fase di allevamento (*Figg. 28c-d*); gli stracci bagnati posizionati sopra i rifugi bloccano eventuali movimenti dei cilindretti (*Fig. 28b*).

FIGURA 28.
*Preparazione per
il trasporto dei
riproduttori
(a) e dei giovani
gamberi (b-c-d).*



Per evitare possibili prosciugamenti, causati ad es. da un aumento dei tempi di percorrenza stimati, è consigliabile portare sul mezzo di trasporto una piccola riserva d'acqua fredda (es. nebulizzatore) per inumidire gli individui, ed evitare un eccessivo surriscaldamento soprattutto se le temperature sono particolarmente alte.

10.2.3 Rilascio

Una volta raggiunto il torrente sito di reintroduzione, vanno adottate alcune precauzioni e provvedimenti per il rilascio vero e proprio dei gamberi.

La permanenza dei gamberi nelle vasche di trasporto fa sì che i loro setti branchiali si riempiano di aria che deve poter essere espulsa gradualmente; infatti la loro introduzione in acqua senza alcuna precauzione può portare alla morte per soffocamento. Vanno quindi depositati in zone di acqua molto bassa, ove la loro immersione è solo parziale, e attendere che spontaneamente entrino in acqua (Fig. 29); oppure si possono immergere dal dorso, in modo da consentire la fuoriuscita dell'aria dalla loro cavità branchiale.

In caso di reintroduzione di novellame (quindi plausibilmente un numero elevato di individui), si può aggiungere un piccola porzione di acqua del torrente nelle vasche di trasporto, per aumentare gradualmente il livello dell'acqua e quindi l'immersione dei gamberi e al tempo stesso diminuire la temperatura e portarla a quella del torrente.



FIGURA 29. Precauzioni per il rilascio dei gamberi

I gamberi vanno rilasciati in un tratto di qualche decina di metri, in zone di acqua relativamente ferma; questo permette la dispersione naturale degli individui e una maggior facilità di ricerca durante la fase di monitoraggio ex-post.

In alcuni progetti di reintroduzione, prima del rilascio, i gamberi sono stati fatti acclimatare nel nuovo ambiente per 1-4 giorni, in gabbioni di rete con rifugi al loro interno (Reynolds e Souty-Grosset, 2012). Questa fase va attentamente valutata in base ai siti e contestualizzata al territorio, per evitare eventuali azioni di braccaggio o comunque di disturbo ai gamberi.

10.3 Monitoraggio ex post

Per valutare la riuscita dell'operazione di reintroduzione/rinforzo si devono individuare, al momento del progetto esecutivo (cfr. § 10.2), gli indicatori che andranno monitorati successivamente per valutare l'efficacia dell'intervento di reintroduzione. L'indicatore ultimo è senza dubbio la formazione di una popolazione strutturata e autosufficiente, gli indicatori prossimi possono essere l'insediamento nel sito di rilascio, la naturalizzazione a lungo termine, la riproduzione.

In sintesi un piano di monitoraggio si basa su:

- monitoraggio annuale o biennale per la presenza della popolazione e stima della densità, per almeno cinque anni;
- controllo dello status dell'ambiente (e in caso di alterazione, al suo ripristino ambientale);
- monitoraggio sanitario, con lo scopo di prevenire l'eventuale diffondersi di malattie;
- costante valutazione critica dei risultati (monitoraggio scientifico) e con stesura di rapporti tecnico-scientifici per informare l'ente responsabile.

Qualora i monitoraggi indichino un mancato insediamento o una mancata crescita della popolazione, è opportuno che il programma preveda interventi di sostegno, tra cui l'eventuale rilascio di stock aggiuntivi, a meno che non venga individuata una causa non eliminabile di fallimento dei rilasci. È in ogni caso indispensabile che venga data comunicazione nell'ambito scientifico sia dei tentativi riusciti sia di quelli falliti, in modo da agevolare la pianificazione e l'esecuzione di altri programmi.

10.3.1 Monitoraggio ambientale

I corsi d'acqua oggetto delle reintroduzioni vanno necessariamente sottoposti al monitoraggio ambientale, che implica un controllo di tutti i parametri fisico-chimici e biotici (AA.VV., 2007). In particolare, dopo le azioni di reintroduzione e comunque già dopo il primo anno di reintroduzione (nel caso la reintroduzione sia ripetuta nel corso di tre anni successivi), vanno effettuati i monitoraggi ambientali applicando i medesimi metodi utilizzati in fase *ex ante*, in modo da poter confrontare i risultati (es. *Habitat Assessment*, cfr. § 5).

Nel caso si fossero realizzati interventi per il miglioramento dell'idoneità ambientale del corso d'acqua e/o si fossero rimossi tutti gli elementi che causarono la scomparsa locale della specie, il monitoraggio ambientale deve in particolare essere mirato alla verifica del mantenimento della qualità ambientale e dei parametri fisico-chimici.

Il monitoraggio ambientale va effettuato durante la stagione estiva (sfruttando anche lo stesso periodo del monitoraggio della popolazione) seguendo:

- una cadenza annuale per i parametri fisico-chimici;
- una cadenza biennale per la valutazione della qualità ambientale (es. *Habitat Assessment*).

In caso di eventi imprevisti, i monitoraggi vanno ripetuti per verificare lo status ambientale, le eventuali modifiche apportate e decidere se eventualmente sia opportuno intervenire per ripristinare l'habitat.

Nel caso si riscontrasse una diminuzione della qualità ambientale, è opportuno provvedere al recupero tramite una riqualificazione ambientale della zona degradata (cfr. § 5).

10.3.2 Monitoraggio delle popolazioni

È necessario sottoporre la popolazione reintrodotta a un regolare monitoraggio, dopo le azioni di reintroduzione e comunque già dopo il primo anno di reintroduzione (nel caso la reintroduzione sia ripetuta nel corso di tre anni successivi). È preferibile utilizzare come metodo di campionamento la ricerca notturna (cfr. § 4.3) per popolazioni neo-costituite sia da novellame sia da traslocazione di riproduttori. In ogni caso i monitoraggi inizieranno l'anno successivo alla semina e/o traslocazione e devono essere effettuati nel periodo di massima attività dei gamberi, quindi durante la stagione estiva (Tab. 21), sfruttando anche lo stesso periodo del monitoraggio ambientale (cfr. § 10.3.1).

TABELLA 21. SCHEMA DI MONITORAGGIO EX POST DELLE POPOLAZIONI DI GAMBERO.

Metodo	Frequenza	N. sessioni	Periodo
ricerca notturna (CPUE)	annuale	3, se le prime 2 negative	estivo (luglio-agosto)

Grazie a un monitoraggio a lungo termine, è possibile valutare le caratteristiche demografiche delle popolazioni attraverso i metodi di valutazione della popolazione (cfr. § 4.4).

10.3.3 Indicatori di successo

Per le popolazioni neo-costituite da semina di novellame, indicatore finale di successo sarà il ritrovamento di femmine ovigere (dopo almeno tre anni dalla prima reintroduzione) e poi di giovani nati *in situ* (dopo almeno quattro anni dalla prima azione di reintroduzione).

A breve termine, quindi già l'anno successivo alla prima reintroduzione, l'indicatore di successo sarà il ritrovamento, durante i monitoraggi notturni (cfr. § 10.3.2), di almeno il 2% del numero di gamberi rilasciati l'anno precedente.

Per i siti dove sono stati immessi individui adulti-riproduttori, il successo del monitoraggio potrà essere accertato l'anno successivo, quando alla conclusione del ciclo riproduttivo verranno individuati i giovani 0*. Per

quanto riguarda gli adulti stessi non è possibile fornire una percentuale di ritrovamento data la loro maggiore mobilità e quindi elevata capacità di dispersione.

Nel caso di interventi di ripristino ambientale, l'indicatore di successo sarà costituito dalla colonizzazione del tratto ripristinato da parte della popolazione di gamberi già presente nel corso d'acqua.

Inoltre alcuni indicatori già individuati per la gestione dei centri riproduttivi (*cfr.* § 8.5), che si applicano alle fasi dell'intero ciclo riproduttivo per individuare quelle maggiormente problematiche, possono essere applicati correttamente anche alle popolazioni naturali e a quelle in fase di costituzione.

successo riproduttivo (frazione di femmine ovigere) dove:

$$nf_{ov} / nf_{aut}$$

nf_{ov} = numero di femmine ovigere presenti nel torrente a maggio-giugno (es. anno 2014)

nf_{aut} = numero di femmine riproduttive presenti nel torrente in autunno (es. anno 2013)

indice stock uova

È la frazione dello stock potenziale di uova a maggio-giugno (es. anno 2014) rispetto allo stock potenziale di uova in autunno (es. anno 2013).

Considerata la relazione:

$$y = 3,4319 * L_t - 180,37 \quad (n = 40, R^2 = 0,68; \text{dati non pubblicati, Università di Pavia})$$

dove:

y = numero di uova emesso in autunno per ogni femmina

L_t = lunghezza totale (mm) della femmina ovigera

$$\sum_{i=1}^{N_{ov}} y_i / \sum_{i=1}^{N_{aut}} y_i$$

dove:

$N_{aut} = nf_{aut}$ = numero di femmine riproduttive presenti nel torrente in autunno (es. anno 2013)

$N_{ov} = nf_{ov}$ = numero di femmine ovigere presenti nel torrente a maggio-giugno (es. anno 2014).

10.3.4 Sorveglianza sanitaria

Anche nel periodo di monitoraggio è necessario il controllo sanitario per individuare eventuali nuovi focolai, definire l'estensione dell'area infetta e monitorare i siti di reintroduzione/traslocazione.

Si basa su tre metodi:

- semplice osservazione del comportamento e dei fenomeni di mortalità di gamberi autoctoni nel territorio di progetto
- monitoraggio periodico dello stato sanitario di popolazioni di gamberi autoctoni in differenti siti tramite analisi di laboratorio
- impiego di gamberi-sentinella mantenuti in gabbie disposte lungo il corso d'acqua in bacini precedentemente infetti o sospetti.

10.3.5 Antibracconaggio

Il bracconaggio consiste nell'esercitare illegalmente la cattura, con ogni mezzo e in qualsiasi periodo dell'anno, di gamberi, in violazione ai divieti previsti dalla normativa di settore (*cfr.* § 3).

Per impedire la cattura illegale di gamberi è importante che, accanto alle azioni di reintroduzione, vi siano attività volte ad impedire, o quanto meno ridurre, il prelievo di gamberi, attraverso la costituzione di apposite squadre antibracconaggio, con funzione preventiva, o in presenza di fragranza di reato, repressiva. Affinché l'attività di sorveglianza e presidio sia efficace, è necessario che le squadre antibracconaggio siano costituite da personale qualificato e formato, con buona conoscenza del territorio, e coordinate da un referente.

Secondo quanto disposto dalla normativa vigente, l'attività di sorveglianza ittica ed ambientale è attribuita non solo ai rappresentanti dei corpi di polizia (Polizie Provinciali e Corpo Forestale dello Stato), ma anche alle guardie volontarie appartenenti alle Associazioni ittiche e protezionistiche autorizzate e in possesso dei requisiti previsti dal T.U. sulla pubblica sicurezza e che, pertanto, possono partecipare alle attività di presidio e costituire parte attiva dei gruppi antibraconaggio.

In tal caso, al pari degli agenti di polizia giudiziaria, nell'ambito di loro esclusiva competenza, essi hanno il potere/dovere di accertare/contestare la violazione nell'immediatezza dei fatti attraverso apposito verbale e trasmetterla all'organo istituzionale competente per territorio.

Nello specifico, le violazioni in materia di ambiente e di fauna ittica su cui le squadre antibraconaggio devono vigilare, che costituiscono illeciti amministrativi punibili con sanzioni, sono riconducibili alle seguenti fattispecie:

- cattura, a mano o con qualunque altro mezzo, trasporto e detenzione di individui di gambero autoctono, nonché il commercio degli stessi;
- introduzione nella rete idrografica di gamberi non autoctoni;
- abbandono di gamberi, vivi o morti, e/o rifiuti lungo i corpi idrici;
- alterazione/modificazione dell'ambiente idoneo alla vita di *A. pallipes*.

Oltre a procedere all'identificazione del trasgressore ed a redigere l'apposito verbale di contestazione degli illeciti, si provvederà ad individuare ed identificare eventuali testimoni presenti, alla ricognizione dei luoghi, ad eseguire rilievi segnaletici, descritti e fotografici e a porre in essere altre attività tecniche utili allo scopo. Tale documentazione dovrà essere trasmessa, unitamente al rapporto, all'autorità amministrativa competente all'irrogazione e riscossione della sanzione. La predetta documentazione, fermo restando il valore probatorio di atto pubblico che l'ordinamento italiano riconosce ai verbali di contestazione degli illeciti, costituirà ulteriore prova della violazione e sarà utile alla quantificazione della sanzione.

Gli operatori addetti alla vigilanza sono inoltre obbligati a riferire eventuali notizie di reato di cui vengano a conoscenza per non incorrere a loro volta nel reato di omessa denuncia. In caso di fragranza di reato essi, avvalendosi anche dei poteri ad essi attribuiti dall'art.13 della legge 689/1981 per quanto concerne gli accertamenti amministrativi, possono assumere informazioni (es. autorizzazioni in deroga ai divieti), procedere ad ispezioni, prendere visione delle cose e dei luoghi nello stato in cui si trovano. È possibile, in particolari situazioni che lo richiedano, anche compiere prelievi di campioni di acqua secondo le indicazioni ed in collaborazione con le Agenzie di Protezione dell'Ambiente competenti per territorio.

È utile inoltre, ove possibile, procedere a rilievi fotografici attinenti l'illecito, poiché il materiale fotografico, conservando i file originali ripresi dalle fotocamere, riveste comunque valenza processuale.

I gamberi recuperati, se vivi, devono essere rapidamente restituiti al loro ambiente naturale di origine oppure, ove ciò non fosse possibile, liberati nell'ambiente più idoneo alle specie (es. art. 7 della L. 50/93 della Regione Abruzzo e all'art. 34 della L. 7/98 della Regione Molise).

La squadra antibraconaggio ha potere di procedere al sequestro cautelare delle cose che possono formare oggetto di confisca amministrativa, nei modi e con i limiti con cui il codice di procedura penale consente il sequestro alla polizia giudiziaria.

Da un punto di vista operativo, considerando il ciclo biologico del gambero, l'attività di ricognizione territoriale dovrà necessariamente concentrarsi nei periodi di maggiore attività e vulnerabilità della specie, indicativamente dalla primavera fino all'autunno inoltrato di ogni anno, e prevedere uscite (a piedi e/o con mezzi idonei) sia diurne sia notturne.

10.3.6 Intervento e traslocazione

Qualora dovessero verificarsi situazioni di pericolo tali da rendere necessaria la traslocazione di popolazioni di gambero di fiume, è importante seguire alcune procedure minime, in modo da garantire la sopravvivenza ed il recupero delle popolazioni di *A. pallipes* in sofferenza e da evitare la diffusione di eventuali patologie presenti. I gamberi autoctoni hanno la capacità di sopravvivere in piccoli torrenti con scarsa portata idrica e con alveo bagnato molto ridotto rispetto a quello di morbida. Si può definire un corso dal quale è necessario traslocare i gamberi, quando l'acqua scorre con difficoltà, quando i raschi (tratto di torrente con bassi fondali ed elevata velocità di corrente) sono totalmente esposti e l'acqua rimasta è presente esclusivamente in pozze isolate. Un parametro oggettivo che può indicare una condizione di possibile stress ambientale è la temperatura dell'acqua. La carenza idrica si verifica solitamente durante la stagione estiva; al diminuire della velocità dell'acqua si verificano condizioni di alte temperature e scarsa ossigenazione. I gamberi in un ambiente con temperature inferiori ai 20 °C (misurata durante le ore centrali del giorno) riescono a sopravvivere anche con poca acqua, **qualora invece la scarsa portata dovesse unirsi a una temperatura prossima ai 20-22 °C, allora è necessario intervenire per evitare eventuali morie.**

Per agire correttamente è necessario che ci sia una perfetta collaborazione ed integrazione tra gli Enti chia-

mati ad intervenire, e che il personale operante sia tempestivo e qualificato, in modo da saper valutare sul campo tutte le possibili problematiche di carattere ecologico, ambientale, sanitario e burocratico che possono manifestarsi.

In riferimento all'ambito di azione del progetto, il territorio viene suddiviso in un numero di aree sulla base delle competenze territoriali dei singoli partner per consentire un tempestivo intervento dei gruppi di recupero.

BOX 9. PROTOCOLLO DI INTERVENTO E TRASLOCAZIONE DEL PROGETTO CRAINat

In figura 30 la schematizzazione delle cause e degli interventi finalizzati alla traslocazione dei gamberi autoctoni.

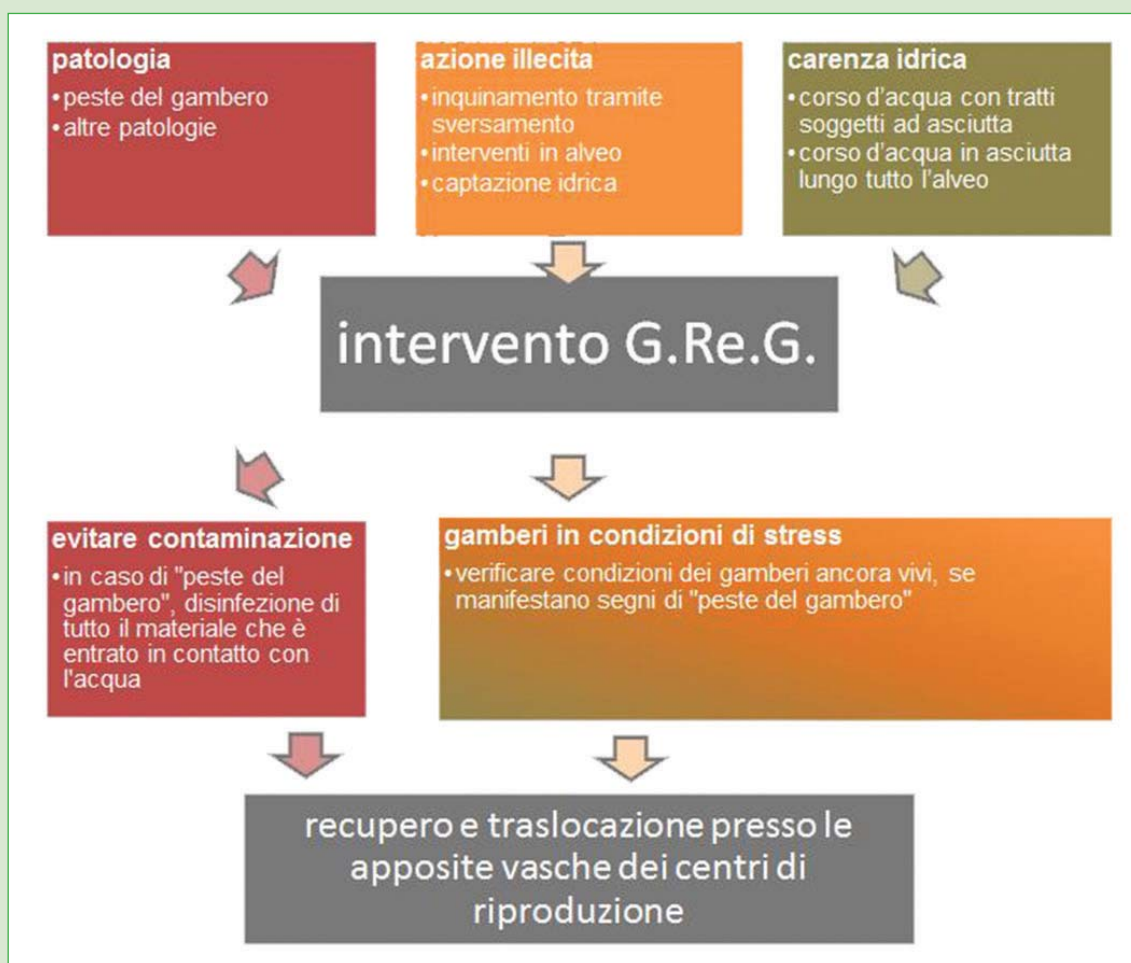


FIGURA 30. Principali fasi di un intervento di traslocazione.

Un intervento di traslocazione, per essere efficace, deve prevedere la successione delle seguenti fasi:

- segnalazione dell'evento;
- attivazione del gruppo di intervento (Gruppo Recupero Gamberi - G.Re.G.), verifica sul campo e raccolta dati;
- individuazione del luogo di traslocazione e/o della struttura di accoglienza, e delle procedure di traslocazione che dovranno essere diverse in base alle cause di intervento;
- eventuale reintroduzione nelle aree di origine.

In situazioni di manifestazioni patogene (soprattutto di afanomicosi) è opportuno adottare comportamenti che

non aumentino la diffusione della patologia:

- evitare la contaminazione, quindi evitare di entrare in acqua con stivali o mettere a contatto con l'acqua qualsiasi materiale (retini per la cattura dei gamberi, ecc.) che potrebbe successivamente diffondere più velocemente la patologia;
- bisogna risalire il corso d'acqua, percorrendo le sponde e non l'alveo, fino a quando non si avvistano più gamberi morti o erratici nel periodo diurno, con tendenza ad uscire dall'acqua e deambulazione sulla estremità dei pereopodi. Dopodiché, sempre risalendo il corso lungo le sponde, sarà possibile ricominciare la ricerca degli animali che potrebbero essere sopravvissuti e non ancora contagiati;
- se si trovano ancora gamberi apparentemente sani, questi devono essere collocati nelle apposite bacinelle con circa 1 cm di acqua (presa dove i gamberi sono ancora vivi o altrove) e sopra di loro riporre degli stracci bagnati;
- se vengono recuperate femmine ovigere, è necessario separarle dagli altri individui e procedere al loro trasporto in cassetta/vaschetta;
- dopo il trasporto, i gamberi dovranno essere messi nelle vasche con gli aeratori e i rifugi artificiali (mattoni); le vasche saranno collocate in un ambiente isolato, distanti da qualsiasi corso o specchio d'acqua;
- tutto il materiale utilizzato, che è stato a contatto con l'acqua del torrente o con i gamberi, dovrà essere lavato accuratamente e fatto asciugare all'aria, meglio direttamente al sole, per circa una settimana. È anche possibile disinfettare il materiale mettendolo almeno per 48 ore ad una temperatura di -20 °C (cfr. BOX 2).

Composizione delle Task Force “Gruppi di Recupero Gambero - G.Re.G.”

Dovranno essere costituite da personale che conosca bene l'area e l'idrografia di propria competenza, che sia a conoscenza dei corsi in cui stagionalmente la portata si riduce drasticamente e che abbia esperienza con le attività di campo.

In ogni gruppo deve essere individuato un referente, ed un suo supplente, il quale avrà l'incarico di coordinare le diverse fasi delle azioni, ma soprattutto deve mantenere i contatti con i consulenti scientifici del progetto.

Questi ultimi devono essere sempre contattati quando si individuano situazioni di stress ambientale e prima di svolgere qualsiasi azione di traslocazione, per concordare le azioni più idonee da mettere in atto.

Il gruppo di intervento G.Re.G. deve essere sempre composto da almeno due persone (appositamente formate), autorizzate al trasporto e detenzione di gamberi secondo le disposizioni della normativa vigente.

Sicurezza del personale operativo

Valutato il particolare contesto ambientale in cui si opera, è bene porre particolare attenzione alle dotazioni di sicurezza necessarie (abbigliamento personale consono, adeguati dispositivi di protezione individuali, corredo base di pronto soccorso, strumenti di comunicazione di emergenza).

Traslocazione dei gamberi da un corso con carenza idrica

Corso d'acqua con tratti soggetti ad asciutta (flusso idrico in subalveo)

Qualora vi fossero solamente delle porzioni di corso prive d'acqua, i gamberi sani dovranno essere traslocati nei tratti dove vi è un'adeguata portata, meglio se a valle del tratto dal quale vengono prelevati, per evitare di veicolare eventuali patologie a monte. I gamberi che invece non appaiono in buone condizioni di salute dovranno essere messi temporaneamente nelle apposite vasche (riempite per 2/3) con aeratori e rifugi artificiali e dovrà essere valutata la loro ripresa nei giorni successivi. Al momento del ritorno nel torrente, bisogna evitare di rilasciare tutti i gamberi in una sola zona del torrente, ma dislocarli in più tratti o in un tratto lungo, come naturalmente erano distribuiti.

Corso d'acqua in asciutta lungo tutto l'alveo

Dovranno essere predisposte delle vasche per il trasporto dei gamberi con poca acqua (circa 1 cm) e degli stracci bagnati che saranno posti sopra gli animali. I gamberi catturati sul corso, tramite guadini o a mano, dovranno essere separati per dimensioni con lunghezza superiore a circa 5 cm da quelli invece più piccoli, ma soprattutto dovranno essere separati gli animali sani da quelli in sofferenza (difficoltà di movimento). Tutti i gamberi dovranno restare almeno 3 giorni nelle vasche con acqua (livello circa 2/3), aeratori e rifugi artificiali (mattoni), dovrà essere monitorata l'eventuale mortalità e valutate le condizioni dei gamberi che erano in stato di “sofferenza”. In queste vasche è necessario effettuare un cambio parziale di acqua, circa 1/3 ogni giorno. Dopo circa 3 giorni tutti i gamberi, che sono in buono stato di salute, potranno essere rilasciati nelle apposite vasche di stabulazione temporanea dei centri di allevamento (cfr. § 7). Almeno una settimana dopo il ripristino della portata idrica dei corsi d'origine, sarà possibile riportare i gamberi nei torrenti. Si consiglia di documentare con fotografie o filmati le diverse fasi della traslocazione, ponendo particolare attenzione alle condizioni del corpo idrico (fotografie che permettano di valutare la carenza idrica), dei gamberi e in generale di tutte le fasi dell'azione.

Durante il trasferimento dei gamberi dal corso alle vasche, dalle vasche allo stagno e viceversa è necessario controllare la temperatura dell'acqua, che deve essere simile tra i due "ambienti" per evitare choc termici. Gli animali devono essere collocati delicatamente in acqua permettendo alle eventuali bolle d'aria, presenti nell'apparato branchiale, di uscire gradualmente evitando fenomeni di embolismo. Nelle vasche di stabulazione i gamberi devono essere mantenuti non oltre una densità di circa 40 individui/m². Inoltre se si mantengono i gamberi nelle vasche con aeratori sarà necessario quotidianamente effettuare il cambio di 1/3 dell'acqua.

Nei giorni successivi all'intervento di recupero, è opportuno che venga effettuata almeno una ricognizione sul torrente, per monitorare la situazione e se sono eventualmente presenti altri gamberi in condizioni di stress o anomalie ambientali.

BIBLIOGRAFIA

- AA.VV. 2007. *Linee guida per l'immissione di specie faunistiche*. Quad. Cons. Natura, 27, Min. Ambiente – Ist. Naz. Fauna Selvatica
- Abrahamsson SA. 1965. A method of marking crayfish *Astacus astacus* Linné in population studies. *Oikos* 16:228-31
- Ackefors H. 1996. The development of crayfish culture in Sweden during the last decade. *Freshwater Crayfish* 11:627-654
- Alderman DJ, Polglase JL. 1986. *Aphanomyces astaci*: isolation and culture. *Journal of Fish Disease* 9:367-379
- Alderman DJ, Polglase JL, Frayling GM. 1987. *Aphanomyces astaci* pathogenicity under laboratory and field conditions. *J. Fish Dis.* 10:385-393
- Allendorf FW, Luikart G. 2007. *Conservation and the genetics of populations*. Blackwell Publishing, Malden, US-MA.
- APAT. 2003. *Gestione delle aree di collegamento ecologico funzionale*. Manuale e linee guida 26/2003 (disponibile online: www.isprambiente.gov.it/it/pubblicazioni/manuali-e-linee-guida/Gestione-delle-aree-di-collegamento-ecologico)
- Aquiloni L, Becciolini A, Berti R, Porciani S, Trunfio C, Gherardi F. 2009. Managing invasive crayfish: use of X-ray sterilization of males. *Freshwater Biology*, 54: 1510-1519
- Aquiloni L, Brusconi S, Cecchinelli E, Tricarico E, Mazza G, Paglianti A, Gherardi F. 2010a. Biological control of invasive populations of crayfish: the European eel (*Anguilla anguilla*) as a predator of *Procambarus clarkii*. *Biol. Invasions* 12:3817-3824
- Aquiloni L, Tricarico E, Gherardi F. 2010b. Crayfish in Italy: distribution, threats and management. *International Aquatic Research* 2:1-14
- Arrignon J. 1996. *L'écrevisse et son élevage*. Ed. Tec et Doc, Lavoisier, 3^e édition, 230 pp.
- Barbaresi S, Santini G, Tricarico E, Gherardi F. 2004. Ranging behaviour of the invasive crayfish, *Procambarus clarkii* Girard. *J. Nat. Hist.* 38:2821-2832
- Barbour MT, Gerritsen J, Snyder BD, Stribling JB. 1999. *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish*. Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.
- Bertocchi S, Brusconi S, Gherardi F, Buccianti A, Scalici M. 2008. Morphometrical characterization of the *Austropotamobius pallipes* species complex. *J. Nat. Hist.* 42:2063-77
- Bertucci V, Edomi P, Manfrin C, Marson L, Pallavicini A, Piazza F, Giulianini PG. 2013. Metodiche innovative per il contenimento numerico di *Procambarus clarkii* e analisi genetiche di *Austropotamobius pallipes* complex per una corretta gestione dei gamberi di fiume alieni e nativi. In: *Manuale per le pubbliche amministrazioni. La gestione consapevole dei gamberi di fiume in Friuli Venezia Giulia*. Pubblicazione realizzata con il contributo finanziario della CE, nell'ambito del progetto RARITY, LIFE10 NAT/IT/000239, editing testi Tiziano Scovaccicchi, pp 39-44.
- Bhattacharya CG. 1967. A simple method of resolution of a distribution into Gaussian components. *Biometrics* 23:115-35
- Bott R. 1950. Die Flusskrebse Europas. *Abh. Senckenb. Natforsch. Ges.* 483:1-36
- Bott R. 1972. Besiedlungsgeschichte und Systematik der Astaciden West-Europas unter besonderer Berücksichtigung der Schweiz. *Revue suisse de zoologie* 79:387-408
- Brewis JM, Bowler K. 1985. A study of reproductive females of the freshwater crayfish *Austropotamobius pallipes*. *Hydrobiologia* 121:145-9
- Brito D. 2004. Lack of adequate taxonomic knowledge may hinder endemic mammal conservation in the Brazilian Atlantic Forest. *Biodivers. Conserv.* 13:2135-2144
- Brodsky SY. 1983. On the systematic of palearctic crayfishes (Crustacea, Astacidae). *Freshwater Crayfish*, pp. 464-70
- Brown DJ, Brewis JM. 1979. A critical look at trapping as a method of sampling a population of *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet) in a mark and recapture study. *Freshwater Crayfish* 4:159-164
- Burič M, Kozák P, Vích P. 2008. Evaluation of different marking methods for spiny-cheek crayfish (*Orconectes limosus*). *Knowl. Managt. Aquatic Ecosyst.* 389:02
- Carral JM, Celada JD, González J, Sáez-Royuela M, Gaudio VR. 1994. Mating and spawning of freshwater crayfish, *Austropotamobius pallipes* Lereboullet, under laboratory conditions. *Aquaculture and Fisheries Management* 25:721 - 727
- Cataudella R, Paolucci M, Delaunay C, Ropiquet A, Hassanin A, Balsamo M, Grandjean F. 2010. Genetic variability of *Austropotamobius italicus* in the Marches region: implications for conservation. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.* 20:261-268
- Cecchinelli E, Aquiloni L, Maltagliati G, Orioli G, Tricarico E, Gherardi F. 2012. Use of natural pyrethrum to control the red swamp crayfish *Procambarus clarkii* in a rural district of Italy. *Pest Management Science*, 68: 839-844

- Celada JD, Carral JM, Gonzalez J. 1991. A study on the identification and chronology of the embryonic stages of the freshwater crayfish *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet, 1858). *Crustaceana* 61:225-232
- Chiesa S, Scalici M, Negrini R, Gibertini G, Nonnis Marzano F. 2011. Fine-scale genetic structure, phylogeny and systematics of threatened crayfish species complex. *Mol. Phylogenet. Evol.* 61:1-11
- Cook BD, Page TJ, Hughes JM. 2008. Importance of cryptic species for identifying 'representative' units of biodiversity for freshwater conservation. *Biol. Conserv.* 141:2821-2831
- Cornalia E. 1860. Sulla malattia dei gamberi. *Atti della Società Italiana delle Scienze Naturali* 2:334-336
- Crandall KA, Bininda-Emonds ORP, Mace GM, Wayne RK. 2000. Considering evolutionary processes in conservation biology. *Trends Ecol. Evol.* 15:290-295
- Cutler DR, Edwards TC, Beard KH, Cutler A, Hess KT, Gibson JC, Lawler JJ. 2007. Random forests for classification in ecology. *Ecology* 88:2783-2792
- Dawkins KL, Furse JM, Wild CH, Hughes JM. 2010. Distribution and population genetics of the threatened freshwater crayfish genus *Tenuibranchiurus* (Decapoda: Parastacidae). *Mar. Freshw. Res.* 61:1048-1055
- 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, editing testi Tiziano Scovacricchi, pp. 77-87.
- De Lury DB. 1951. On the planning of experiments for the estimation of fish populations. *J. Fish. Res. Bd. Canada* 8:281-307
- Department of Agriculture, Fisheries and Forestry. 2005. *Disease strategy: Crayfish plague* (version 1.0). Australian Government Department of Agriculture, Fisheries and Forestry, Canberra, ACT. Australian aquatic veterinary emergency plan (AQUAVETPLAN), pp 3-63.
- Diamond JM. 1975. The island dilemma: lesson of modern biogeographic studies for the design of natural reserves, *Biological Conservation*, 7: 129-145.
- Dieguez-Uribeondo J, Söderhäll K. 1993. *Procambarus clarkii* as a vector for the crayfish plague fungus, *Aphanomyces astaci* Schikora. *Aquaculture and Fisheries Management* 24: 761-765
- Diéguez-Uribeondo J, Huang TS, Cerenius L, Söderhäll K. 1995. Physiological adaptation of an *Aphanomyces astaci* strain isolated from the freshwater crayfish *Procambarus clarkii*. *Mycol. Res.* 99:574-578
- Edgerton BF. 2005. Studies on the susceptibility of the European White-Clawed freshwater crayfish, *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet), to White Spot Syndrome Virus for analysis of the likelihood of introduction and impact on European freshwater crayfish populations. *Freshwater Crayfish* 14:228-235
- Elith J, Phillips SJ, Hastie T, Dudík M, Chee YE, Yates CJ. 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Divers. Distrib.* 17:43-57
- Excoffier L, Laval G, Schneider S. 2005. Arlequin (version 3.0): An integrated software package for population genetics data analysis. *Evolutionary Bioinformatics Online* 1:47-50
- Eversole AG, Foltz JW. 1993. Habitat relationships of two crayfish species in a mountain stream. *Freshwater Crayfish* 9:300-310
- Favaro L, Tirelli T, Pessani D. 2010. The role of water chemistry in the distribution of *Austropotamobius pallipes* (Crustacea Decapoda Astacidae) in Piedmont (Italy). *C. R. Biol.* 333:68-75
- Fischer J, Lindenmayer DB. 2000. An assessment of the published results of animal relocations. *Biological Conservation*, 96: 1-11.
- Francis RA (ed). 2012. *A handbook of global freshwater invasive species*. Earthscan, Abingdon, Oxon.
- Frankham R, Ballou JD, Briscoe DA. 2004. *Introduction to Conservation Genetics*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Fratini S, Zaccara S, Barbaresi S, Grandjean F, Souty-Grosset C, Crosa G, Gherardi F. 2005. Phylogeography of the threatened crayfish (genus *Austropotamobius*) in Italy: implications for its taxonomy and conservation. *Heredity* 94:108-18
- Füreder L, Gherardi F, Holdich DM, Reynolds JD, Sibley P, Souty-Grosset C. 2010. *Austropotamobius pallipes*. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2014.3. www.iucnredlist.org
- Füreder L, Reynolds JD, 2003. Is *Austropotamobius pallipes* a good bioindicator? *Bull. Fr. Peche Piscic.* 370-371:157-163
- Galeotti P, Pupin F, Rubolini D, Sacchi R, Nardi PA, Fasola M. 2007. Effects of female mating status on copulation behaviour and sperm expenditure in the freshwater crayfish *Austropotamobius italicus*. *Behav. Ecol. Sociobiol.* 61:711-718
- Gayanilo FC, Sparre P, Pauly D. 1996. The FAO ICLARM stock assessment tools (FISAT) user's guide. *Computerized Information Series (Fisheries)* 8:1-126
- Genovesi P, Angelini P, Bianchi E, Dupré E, Ercole S, Giacanelli V, Ronchi F, Stoch F. 2014. *Specie e habitat di interesse comunitario in Italia: distribuzione, stato di conservazione e trend*. ISPRA, Serie Rapporti, 194/2014.

- Gherardi F. 2006. Crayfish invading Europe: the case study of *Procambarus clarkii*. *Mar. Freshw. Behav. Physiol.* 39:175-191
- Gherardi F. 2011. Towards a sustainable human use of freshwater crayfish (Crustacea, Decapoda, Astacidea). *Knowl. Managt. Aquatic Ecosyst.* 401:02
- Gherardi F, Barbaresi S, Villanelli F. 1998. Movement patterns of the white-clawed crayfish, *Austropotamobius pallipes*, in a Tuscan stream. *J. Freshw. Ecol.* 13:413-24
- Gherardi F, Coignet A, Souty-Grosset C, Spigoli D, Aquiloni L. 2013. Climate warming and the agonistic behaviour of invasive crayfishes in Europe. *Freshw. Biol.* 58:1958-1967
- Ghia D, Fea G, Bernini F, Nardi PA. 2011. Reproduction experiment on *Austropotamobius pallipes* complex under controlled conditions: Can hybrids be hatched? *Knowl. Managt. Aquatic Ecosyst.* 401:16
- Ghia D, Fea G, Conti A, Sacchi R, Nardi PA. 2015. Estimating age composition in Alpine native populations of *Austropotamobius pallipes* complex. *Journal of Limnology*, (in press).
- Ghia D, Fea G, Sacchi R, Di Renzo G, Garozzo P, Marrone M, Piccoli F, Porfirio S, Santillo D, Salvatore B, Scoccia M, Di Francesco M, Fracassi G, Comini B, Pagliani T, Nardi PA. 2013a. Modelling Environmental Niche for the Endangered Crayfish *Austropotamobius pallipes* complex in Northern and Central Italy. *Freshwater Crayfish*, 19(2):189-195.
- Ghia D, Nardi PA, Negri A, Bernini F, Bonardi A, Fea G, Spairani M, 2006. Syntopy of *A. pallipes* and *A. italicus*: genetic and morphometrical investigations. *Bull. Fr. Peche Piscic.* 380-381:1001-1018.
- Ghia D, Vezza P, Fea G, Spairani M, Sacchi R. 2013b. The meso-habitat scale as a new approach for the conservation of the endangered crayfish *Austropotamobius pallipes* complex in Northern Italy. In: *Book of Abstract Regional European Crayfish Meeting - CrayCro* – September 26-28, 2013, Rovinj, Croatia. p.13. Contribution awarded with the novelty award.
- Girardet MA, Cherix D, Hofmann F, Rubin JF. 2012. Eradication of a red swamp crayfish *Procambarus clarkii* population in Vidy pond and crayfish population status at Lausanne, Switzerland. *Bulletin de la Societe Vaudoise des Sciences Naturelles*, 93(1-2): 2-12.
- Goldstein DB, Schlotterer C. 1999. *Microsatellites: Evolution and applications*. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Gouin N, Grandjean F, Bouchon D, Reynolds JD, Souty-Grosset C. 2001. Population genetic structure of the endangered freshwater crayfish *Austropotamobius pallipes*, assessed using RAPD markers. *Heredity* 87:80-7
- Gouin N, Grandjean F, Pain S, Souty-Grosset C, Reynolds JD. 2003. Origin and colonization history of the white-clawed crayfish, *Austropotamobius pallipes*, in Ireland. *Heredity* 91:70-7
- Grandjean F, Bouchon D, Souty-Grosset C. 2002. Systematic of the European endangered crayfish species *Austropotamobius pallipes* (Decapoda: Astacidae) with a re-examination of the status of *Austropotamobius berndhauseri*. *J. Crustac. Biol.* 22:677-681
- Grandjean F, Harris DJ, Souty-Grosset C, Crandall KA. 2000. Systematic of the European endangered crayfish species *Austropotamobius pallipes* (Decapoda: Astacidae). *J. Crustac. Biol.* 20:522-529
- Hedrick P. 2001. Conservation genetics: where are we now? *Trends in Ecology & Evolution* 16: 629-636
- Holdich DM, Reader JP, Rogers WD, Harlioğlu M. 1995. Interactions between three species of crayfish (*Austropotamobius pallipes*, *Astacus leptodactylus* and *Pacifastacus leniusculus*). *Freshwater Crayfish* 10:46-56
- Holdich DM, Rogers WD. 2000. Habitat requirements of the white-clawed crayfish, *Austropotamobius pallipes*. In: D. Rogers e J. Brickland (eds) *Crayfish Conference Leeds*. Environment Agency, Leeds, UK: 109-121.
- Huang TS, Cerenius L, Soderhall K. 1994. Analysis of genetic diversity in the crayfish plague fungus, *Aphanomyces astaci*, by random amplification of polymorphic DNA. *Aquaculture* 126:1-10
- Jerry DR, Stewart T, Purvis IW, Piper LR. 2001. Evaluation of visual implant elastomer and alphanumeric internal tags as a method to identify juveniles of the freshwater crayfish, *Cherax destructor*. *Aquaculture* 193:149-54
- Karaman MS. 1962. Ein Beitrag zur Systematik der Astacidae (Decapoda). *Crustaceana* 3:173-91
- Karr JR, Fausch KD, Angermeier PL, Yant PR, Schlosser IJ. 1986. *Assessing biological integrity in running waters: A method and its rationale*. Special publication 5. Illinois Natural History Survey.
- Kozák P, Füreder L, Kouba A, Reynolds JD, Souty-Grosset C. 2011. Current conservation strategies for European crayfish. *Knowl. Managt. Aquatic Ecosyst.* 401:01
- Kozubíková-Balcarová E, Viljamaa-Dirks S, Heinikainen S, Petrusek A. 2011. Spiny-cheek crayfish *Orconectes limosus* carry a novel genotype of the crayfish plague pathogen *Aphanomyces astaci*. *J. Invertebr. Pathol.* 108:214-6
- Lörtscher M, Clalúna M, Scholl A. 1998. Genetic population structure of *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet 1858) (Decapoda: Astacidae) in Switzerland, based on allozyme data. *Aquatic Sciences* 60:118-129
- Lövei GL. 1997. Biodiversity - Global change through invasion. *Nature*, 388: 627-628
- Inghilesi AF, Giovannelli F, Aquiloni L. 2013. Gestione dei gamberi invasivi: una sfida per le pubbliche amministrazioni. In: *Manuale per le pubbliche amministrazioni. La gestione consapevole dei gamberi di fiume in Friuli Venezia Giulia*.

- Pubblicazione realizzata con il contributo finanziario della CE, nell'ambito del progetto RARITY, LIFE10 NAT/IT/000239, editing testi Tiziano Scovaccicchi, pp 17-26.
- IUCN/SSC. 2013. *Guidelines for Reintroductions and Other Conservation Translocations. Version 1.0*. Gland, Switzerland: IUCN Species Survival Commission, viii + 57 pp. Documento disponibile nel sito: www.iucnsscrsg.org
- Makkonen J, Kokko H, Henttonen P, Jussila J. 2010. Crayfish plague (*Aphanomyces astaci*) can be vertically transferred during artificial incubation of crayfish eggs: preliminary results. *Freshwater Crayfish* 17:151-153
- Mancini A. 1986. *Astacicoltura. Allevamento e Pesca dei gamberi d'acqua dolce*. Edagricole, ed. Calderini, Bologna, 180 pp.
- Manfrin A, Quaglio F, Vendramin N. 2012. Patologie dei gamberi d'acqua dolce. In: *I CROSTACEI: biologia, produzione, patologie e commercializzazione*. Produzioni animali e sicurezza alimentare, vol. 6. Aracne Editrice, Roma. pp 193-250
- Moran, PA. 1951. A mathematical theory of animal trapping. *Biometrika* 38:307-311
- Morpurgo M, Aquiloni L, Bertocchi S, Brusconi S, Tricarico E, Gherardi F, 2010. Distribuzione dei gamberi d'acqua dolce in Italia. *Stud. Trentini Sci. Nat. Acta Biol.* 87:125-132
- Nardi PA, 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*. Pavia: PI-ME. 111 pp.
- Nardi PA, Bernini F, Bo T, Bonardi A, Fea G, Ghia D, Negri A, Razzetti E, Rossi S, Spairani M. 2005. Status of *Austropotamobius pallipes* complex in the watercourses of the Alessandria province (N-W Italy). *Bull. Fr. Peche Piscic.* 376-377:585-98
- Nardi PA, Ghia D, Razzetti E, Rossi S, Negri A, Bernini F. 2003. Indagini sulla distribuzione di *Austropotamobius pallipes* complex nella provincia di Alessandria (Italia nord-occidentale): primi risultati. *Atti della Società italiana di Scienze naturali* 144:241-6
- Neveu A. 2007. Annual variability in reproduction of the white-clawed crayfish (*Austropotamobius pallipes*): implications for survival. *Acta Oecol.* 32:67-76
- Ninni AP. 1886. Sul gambero fluviale italiano. *Atti Società Italiana di Scienze Italiane* 29:323-6
- Nowicki P, Tirelli T, Mussat Sartor R, Bona F, Pessani D. 2008. Monitoring crayfish using a mark-recapture method: potentials, recommendations, and limitations. *Biodivers. Conserv.* 17:3513-30
- Oidtmann B. 2014. Crayfish plague (*Aphanomyces astaci*). In: *Manual of Diagnostic Tests for Aquatic Animals*. pp. 99-116. http://www.oie.int/fileadmin/Home/eng/Health_standards/aahm/current/2.2.01_CRAYFISH_PLAGUE.pdf
- Oidtmann B, Heitz E, Rogers D, Hoffmann RW. 2002. Transmission of crayfish plague. *Dis. Aquat. Org.* 52:159-67
- Otero I, Boada M, Badia A, Pla E, Vayreda J, Sabaté S, Gracia CA, Peñuelas J. 2011. Loss of water availability and stream biodiversity under land abandonment and climate change in a Mediterranean catchment (Olzinelles, NE Spain). *Land Use Policy* 28:207-18
- Pagliani T, Pompilio PC, Moca G. 2006. *Austropotamobius pallipes: tutela e gestione nei SIC d'Italia centrale. Action Plan*. LIFE03NAT/IT/000137.
- Parasiewicz P. 2007. The MesoHABSIM model revisited. *River Res. Appl.* 23:893-903
- Peay S. 2003. *Monitoring the white-clawed crayfish Austropotamobius pallipes*. Conserving Natura 2000 River Monitorings series No.1. English Nature, Peterborough, UK.
- Peay S. 2004. A cost-led evaluation of survey methods and monitoring for white-clawed crayfish - lessons from the UK. *Bull. Fr. Peche Piscic.* 372-373:335-352
- Pedraza-Lara C, Alda F, Carranza S, Doadrio I. 2010. Mitochondrial DNA structure of the Iberian populations of the white-clawed crayfish, *Austropotamobius italicus italicus* (Faxon, 1914). *Mol. Phylogenet. Evol.* 57:327-42
- Petitguyot T, Schmidt G, Bussettini M, Linsen M, Arqued-Esquía VM, Smolar-Žvanut N, Alves MH, Theodoropoulos C, Skoulikidis N, Hernandez-Herrero E, Sanchez-Navarro R, Tanner K, Ureta-Maeso J. 2015. Ecological flows in the implementation of the Water Framework Directive. In: *EU Water Framework Directive (WFD), Common Implementation Strategy (CIS) Guidance Document n°31*. Brussel.
- Phillips SJ, Dudík M. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31:161-75
- Piccoli F, Di Renzo G, Fea G, Fracassi G, Garozzo P, Ghia D, Lanciani G, Marrone M, Porfirio S, Santillo D, Salvatore B, Scoccia M, Nardi Pa, Comini B, Pagliani T. 2012. Il progetto LIFE+ Natura CRAINat "Conservation and Recovery of *Austropotamobius pallipes* in Italian Natura2000 sites": primi risultati dello studio di fattibilità. *Biologia Ambientale* 26:90-95
- Pollock KH, Nichols JD, Brownie C, Hines JE. 1990. Statistical inference for capture-recapture experiments. *Wildlife Monographs*, 107:1-97
- Pratten DJ. 1980. Growth in the crayfish *Austropotamobius pallipes* (Crustacea: Astacidae). *Freshw. Biol.* 10:401-12
- Reynolds JD. 2002. Growth and reproduction. In *Biology of freshwater crayfish*, ed. DM Holdich, pp. 152-91. Oxford UK: Blackwell Science

- Reynolds JD, Matthews MA. 1993. Experimental fishery of *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet) stocks in an Irish midlands lake. *Freshwater Crayfish* 9:147-153
- Reynolds JD, Souty-Grosset C. 2012. *Management of Freshwater Biodiversity. Crayfish as Bioindicators*. Cambridge University Press, U.K., 374 pp.
- Rhodes CP, Holdich DM. 1982. Observations on the fecundity of the freshwater crayfish *Austropotamobius pallipes* in the British Isles. *Hydrobiologia* 89:231-236
- Robinson CA, Thom TJ, Lucas MC. 2000. Ranging behaviour of a large freshwater invertebrate, the white-clawed crayfish *Austropotamobius pallipes*. *Freshw. Biol.* 44:509-521
- Rozas, J. 2009. DNA Sequence Polymorphism Analysis using DnaSP. In: Posada, D (ed.) *Bioinformatics for DNA Sequence Analysis*; Methods in Molecular Biology Series Vol. 537. Humana Press, NJ, USA: 337-350
- Sáez-Royuela M, Carral JM, Celada JD, Melendre PM, Aguilera A. 2005. Comparison between individual and group mating of *Austropotamobius pallipes* under controlled conditions. *Bull. Fr. Peche Piscic.* 376-77:699-704
- Santucci F, Iaconelli M, Andreani P, Cianchi R, Nascetti G, Bullini L. 1997. Allozyme diversity of European freshwater crayfish of the genus *Austropotamobius*. *Bull. Fr. Peche Piscic.* 347:663-76
- Scalici M, Belluscio A, Gibertini G. 2008. Understanding population structure and dynamics in threatened crayfish. *J. Zool.* 275:160-171
- Scalici M, Gibertini G. 2008. Reproduction in the threatened crayfish *Austropotamobius pallipes* (Decapoda, Astacidae) in the Licenza brook basin (central Italy). *Italian Journal of Zoology* 78:198-208
- Schrimpf A, Schmidt T, Schulz R. 2014. Invasive Chinese mitten crab (*Eriocheir sinensis*) transmits crayfish plague pathogen (*Aphanomyces astaci*). *Aquatic Invasions* 9:203-209
- Seber GAF, LeCren ED. 1964. Estimating population parameters from catches large relative to the population. *Journal of Animal Ecology*, 36:641-643
- Smith GRT, Learner MA, Slater FM, Foster J. 1996. Habitat features important for the conservation of the native crayfish *Austropotamobius pallipes* in Britain. *Biol. Conserv.* 75:239-246
- Souty-Grosset C, Holdich DM, Noël PY, Reynolds JD, Haffner P, eds. 2006. *Atlas of Crayfish in Europe*, Vols. Patrimoines Naturels. Paris: Muséum national d'Histoire naturelle. 187 pp.
- Souty-Grosset C, Reynolds JD. 2010. Current ideas on methodological approaches in European crayfish conservation and restocking procedures. *Knowl. Managt. Aquatic Ecosyst.* 394-395:01
- Trontelj P, Machino Y, Sket B. 2005. Phylogenetic and phylogeographic relationships in the crayfish genus *Austropotamobius* inferred from mitochondrial COI gene sequences. *Mol. Phylogenet. Evol.* 34:212-26
- Unestam T. 1969. Resistance to the crayfish plague fungus in some American, Japanese and European crayfish. *Reports from the Institute of Freshwater Research, Drottningholm* 49: 202-209
- Unestam T, Weiss DW. 1970. Host parasite relationship between freshwater crayfish and the crayfish disease fungus, *Aphanomyces astaci*. Responses to injection by a susceptible and a resistant species. *Journal of General Microbiology* 60: 77-90
- Veza P, Parasiewicz P, Rosso M, Comoglio C. 2011. Defining minimum environmental flows at regional scale: application of mesoscale habitat models and catchments classification. *River Res. Appl.* 28:717-730
- Veza P, Parasiewicz P, Spairani M, Comoglio C. 2014. Habitat modelling in high gradient streams: the meso-scale approach and application. *Ecological Applications* 24:844-861
- Villanelli F, Gherardi F. 1998. Breeding in the crayfish, *Austropotamobius pallipes*: mating patterns, mate choice and intermale competition. *Freshw Biol.* 40:305-315
- Vinciguerra D. 1899. I gamberi d'acqua dolce in Italia. *Annali di Agricoltura* 219:1-25
- Vogt G. 2012. Ageing and longevity in the Decapoda (Crustacea): a review. *Zool. Anz.* 251:1-25
- Vorburger C, Ribi G. 1999. Aggression and competition for shelter between a native and an introduced crayfish in Europe. *Freshw. Biol.* 42:111-9
- Westhoff JT, Sievert NA. 2013. Mortality and growth of crayfish internally tagged with PIT tags. *N. Am. J. Fish. Manag.* 33:878-881
- White GC. 2008. Closed population estimation models and their extensions in program MARK. *Environmental and Ecological Statistics*, 15: 89-99
- White GC, Anderson DR, Burnham KE, Otis DL. 1982. *Capture-recapture and removal methods for sampling closed populations*. Los Alamos National Laboratory, Los Alamos, New Mexico.
- Whitehouse AT, Peay S, Kindemba V. 2009. *Ark sites for White-clawed crayfish – guidance for the aggregates industry*. Buglife - The Invertebrate Conservation Trust, Peterborough.

- Wilson AC, Cann RL, Carr SM, George M, Gyllensten UB, Helm-Bychowski KM, Higuchi RG, Palumbi SR, Prager EM, Sage RD, Stoneking M. 1985. Mitochondrial DNA and two perspectives on evolutionary genetics. *Biol. J. Linn. Soc.* 26:375-400
- Woodlock B, Reynolds JD. 1988. Reproduction in an Irish lake population of the crayfish *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet). *Freshw. Biol.* 19:79-86
- Zaccara S, Stefani F, Crosa G. 2005. Diversity of mitochondrial DNA of the endangered white-clawed crayfish (*Austropotamobius italicus*) in the Po River catchment. *Freshw. Biol.* 50:1262-1272
- Zaccara S, Stefani F, Galli P, Nardi PA, Crosa G. 2004. Taxonomic implications in conservation management of white-clawed crayfish (*Austropotamobius pallipes*) (Decapoda, Astacidae) in Northern Italy. *Biol. Conserv.* 120:1-10
- Zanetti M. 2013. Gestione delle specie di gamberi alloctone invasive in Friuli Venezia Giulia. In: *Manuale per le pubbliche amministrazioni. La gestione consapevole dei gamberi di fiume in Friuli Venezia Giulia*. Pubblicazione realizzata con il contributo finanziario della CE, nell'ambito del progetto RARITY, LIFE10 NAT/IT/000239, editing testi Tiziano Scovacicchi, pp 9-16
- Zerunian S. 2002. *Condannati all'estinzione? Biodiversità, biologia, minacce e strategie di conservazione dei pesci d'acqua dolce indigeni in Italia*. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio. DCN. Ed. Edagricole, 220 pp.
- Zimmerman JKM, Palo RT. 2011. Reliability of catch per unit effort (CPUE) for evaluation of reintroduction programs - A comparison of the mark-recapture method with standardized trapping. *Knowl. Managt. Aquatic Ecosyst.* 401:7
- Zippin C. 1958. The removal method of population estimation. *Journal of Wildlife Management*, 22: 82- 90

RINGRAZIAMENTI

La pubblicazione di questo volume è il risultato delle attività e delle riflessioni condotte durante tutto l'arco del progetto CRAINat (LIFE08NAT/IT/000352).

Molte sono le persone e le istituzioni che con le loro professionalità e passione hanno sostenuto le esperienze del progetto.

Un sincero ringraziamento è indirizzato a coloro che sin dalla fase di ideazione del progetto lo hanno sostenuto, dedicando i loro territori alla realizzazione degli studi e degli interventi:

- Comune di Arsità, TE
- Comune di Rocca di Mezzo, AQ
- Consorzio Parco del Campo dei Fiori, VA
- Consorzio Parco di Montevicchia e Valle del Curone, LC
- Parco Alto Garda Bresciano, BS
- Parco dei Colli di Bergamo, BG
- Riserva Naturale di Valpredina, BG
- Riserva Naturale Sasso Malascarpa, CO
- Riserva Naturale Sorgente Funtanì, BS
- Parco Sirente Velino, AQ
- Riserva Naturale Abetina di Rosello, CH
- Riserva Naturale Cascate del Verde, CH
- Riserva UNESCO-MaB Collemeluccio – Montedimezzo, IS

Vanno qui ricordati anche tutti i Volontari che mantengono in vita i Gruppi antibraconaggio e i Gruppi di recupero gambero, i Centri educativi ambientali, il Corpo Forestale dello Stato, il settore Veterinario delle Aziende Sanitarie ed i tecnici esterni che si occupano dei Centri riproduttivi e di allevamento.

ALLEGATO I - SCHEDA DI SEGNALAZIONE



Progetto LIFE+ 08 NAT/IT/000352 CRAINat

Scheda di Segnalazione

Dati del rilevatore	
Nome	
Cognome	
Ente	
Indirizzo	
CAP	
Località	
E-mail	
Dati della segnalazione	
Specie	
Numero di individui	
Sesso	☐ femmina ☐ maschio
Data	
Orario	☐ mattino/pomeriggio ☐ sera/notte
Località	
Comune	
Quota (m s.l.m.)	
Coordinate geografiche	
Ambiente	☐ ruscello ☐ torrente ☐ fiume ☐ lago
Fotografie allegate	
Altre osservazioni	



Università degli Studi di Pavia, Dipartimento di Scienze della Terra e dell'Ambiente,
Laboratorio Acque Interne, Via Taramelli 24, I-27100 Pavia | www-1.unipv.it/acquint

ALLEGATO II - SCHEDA PER IL CENSIMENTO



Progetto LIFE+ 08 NAT/IT/000352 CRAINat

Scheda per il censimento

Dati del rilevatore	
Nome	
Cognome	
Ente	
Dati del rilevamento	
Data	
Orario ☐ mattino/pomeriggio ☐ sera/notte	
Corso d'acqua	
Località	
Quota (m s.l.m.)	
Coordinate geografiche	
Lunghezza tratto esaminato (m)	
Tempo impiegato (minuti x n. operatori)	
Specie	
Numero di individui	
Struttura ☐ giovani e adulti ☐ solo giovani ☐ solo adulti ☐ solo esuvie/ parti di gambero	
Fotografie allegate	
Segnalazioni precedenti (anno)	
Altre osservazioni	



Università degli Studi di Pavia, Dipartimento di Scienze della Terra e dell'Ambiente,
Laboratorio Acque Interne, Via Taramelli 24, I-27100 Pavia | www-1.unipv.it/acquint

